

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSIDE ÕPPETOOL

Elisabeth Suits

MIKROPLAST ZOOPLANKTONI TOIDUAHELAS

Bakalaureusetöö

Juhendaja Taavi Virro

TARTU 2021

Mikroplast zooplanktoni toiduahelas

Mikroplast on < 5 mm sünteetilisest orgaanilisest materjalist polümeer. Veekeskonda satub mikroplast otse puhastustarvetest, tööstustest, survepesutehnoloogiast ning sekundaarse mikroplastina kalastustarvete, mänguasjade, pakendite, kilede, riiete jms lagunemisel. Mikroplasti reostust leidub kõikjal veekeskkonnas. Kuna mikroplast on väike, on ta kättesaadav paljudele veekeskkonnas elavatele organismidele. Antud töö annab ülevaate zooplanktoni plastivoorias. Zooplanktoni plastivooria sõltub mikroplasti osakeste suurusel, toidu kontsentratsioonist, osakeste vanusest, mikroplasti kättesaadavuse ajast. Mikroplastist osakeste allaneelamine mõjutab zooplanktoni suremust, viljakust, munade suurust ja toitumiskäitumist. Mikroplastist osakesi allaneelanud zooplankton mõjutab veekogude läbipaistvust, orgaanilise aine transporti bioloogilises pumbas, süsihappegaasi sisaldust atmosfääris, kõrgemal troofilisel tasemel olevaid organisme.

Märksõnad: mikroplast, zooplankton, allaneelamine, plastivooria, veekeskond

Microplastic in the zooplankton food web

Microplastics are < 5 mm synthetic organic polymers. Microplastics can enter the aquatic environment directly through cleaning supplies, industries, air-blasting technology, or through decomposition of fishing tackle, toys, packaging, films, clothing, etc. Microplastic waste is ubiquitous in the aquatic environment. The small size of microplastics promotes their ingestion by aquatic organisms. This thesis gives an overview of zooplankton plastivory. Zooplankton plastivory depends on microplastic particle size, food concentration, age of microplastic, microplastic exposure time. Ingestion of microplastics by zooplankton affects their mortality, fertility, egg size, and feeding behavior. Zooplankton that has ingested microplastics affects water transparency, organic matter transport via the biological pump, carbon dioxide levels in the atmosphere, organisms at higher trophic levels.

Keywords: microplastics, zooplankton, ingestion, plastivory, aquatic environment

Sisukord

Sissejuhatus	4
1. Mikroplast	6
2. Mikroplasti päritolu veekeskkonnas	7
2.1. Primaarne mikroplast	7
2.2. Sekundaarne mikroplast	8
3. Mikroplasti reostuse olukord veekeskkonnas	10
3.1. Mikroplasti reostus mere pinnakihis	10
3.2. Mikroplasti reostus mere sügavamates kihtides	11
3.3. Mikroplasti reostus mageveekogudes	12
4. Zooplankton	13
5. Zooplanktoni plastivooria	16
5.1. Mikroplasti allaneelamise uurimismeetodid zooplanktonil	16
5.1.1. Looduslikus veekeskkonnas	16
5.1.2. Laboris	17
5.2. Mikroplasti allaneelamine zooplanktonil veekeskkonnas	18
5.3. Allaneelatud mikroplasti omadused	19
6. Zooplanktoni plastivooriat mõjutavad tegurid	21
7. Allaneelatud mikroplasti mõju zooplanktonile	25
8. Zooplanktoni plastivooria mõju veeökosüsteemile	27
Arutelu	29
Kokkuvõte	35
Summary	36
Tänuavaldus	37
Kasutatud kirjandus	38

Sissejuhatus

Viimaste aastakümnete jooksul on toimunud palju keskkonnamuutusi, üheks väga oluliseks muutuseks on plastijätmete jõudmine elukeskkonda. Plast on odav, kerge, tugev ja korrosioonikindel materjal (Thompson et al., 2009). Plast on sünteetiline orgaaniline polümeer (Derraik, 2002), mis on mingil tootmisetapil voolaval kujul, et neid saaks pressida, valada, kedrata või kasutada kattekihina (Thompson et al., 2009). Sünteetilised polümeerid on tehtud monomeeride polümeerumisel, monomeerid on saadud kas naftast või maagaasist ning plasti valmistamiseks on lisatud veel erinevaid keemilisi lisaaineid (Thompson et al., 2009). Seega on plasti valmistamisel toormaterjaliks nafta ja maagaas, mis on taastumatu loodusvara. Umbes 4% nafta- ja maagaasitööstuste toodangust on kasutuses plasti toormaterjalina ja lisaks veel 3–4% toodangust kasutuses energiana plasti tootmiseks (Hopewell, Dvorak & Kosior, 2009). Plastide tugev vastupidavus ja kasvav kasutamine põhjustab probleeme nende käitlemisel, plast moodustab umbes 10% prügist, mida inimesed tekitavad (Thompson et al., 2009). Suur osa kasutatud plastist, mis on inimese jaoks kasutamiseks enam ei kõlba, jõuavad prügilatesse ja looduslikku elukeskkonda (Hopewell, Dvorak & Kosior, 2009). Prügi maailmameres põhjustab üha suurenevat ohtu mere- ja ranniku elustikule (UNEP, 2005).

Mereprügi moodustavad enamasti plastijätmed (UNEP, 2005). Näiteks Svalbardi randades moodustas kogu prügi massist 82–100% plastist jätmed (Bergmann et al., 2017). Plastist jätmeid leidub kõikjal merekeskkonnas, millesse paljud veeloomad on takerdunud või neid alla neelanud (Thompson et al., 2009). Suuremad plastijätmed (nt monokiust nõõrid, plastist rihmad, kilekotid) võivad põhjustada mereloomade takerdumist, lämmatamist või allaneelamist (Cole et al., 2013). Jätmeid, mida mereelustik võib alla neelata, leidub ookeanis kõikjal (Van Colen et al., 2020). Antud töös käsitletakse plastireostust mikroplasti näol. Kuna mikroplast on mõõdult väike, siis on mikroplast kättesaadav suurele hulgale mereelustikust (Cole et al., 2013). Mikroplasti allaneelamist on näidatud nt kirpvähilistel, kümnejalalistel, merelindudel, vääneljalalistel, kaladel, karpidel (Cole et al., 2013).

Zooplanktonist toituvad kõik kalamaimud ja täiskasvanud plantkonitoidulised kalad (Haberman, Virro & Kirkmann, 2008). Sellest võib tõstatada hüpoteesi, et mikroplasti allaneelamine zooplanktonil võib põhjustada mikroplasti jõudmise toiduahelasse ning mikroplastist osakeste edasiliikumise toiduahelas kõrgemal asetsevate organismideni.

Mikroplasti puhul on tegemist sellises suurusjärgus olevate jäätmetega, mida võivad zooplankterid neelata. Antud töös on käsitletud mikroplastist osakesi suurusjärgus < 5 mm. Mitmes töös käsitletud uurimuses on käsitletud mikroplasti allaneelamist aerjalgsetel. Aerjalgsete liigid *Calanus finmarchicus*, *C. glacialis*, *C. hyperboreus* on dominantsed liigid Arktika zooplanktoni biomassis (Rodríguez-Torres et al., 2020). Seega kuna nende arvukus on suur, siis võib ka nende mõju keskkonnale olla olulisem ning seetõttu võiksid ka rohkem huvi pakkuda.

Bakalaureusetöö eesmärk on määratleda mikroplast ja näidata kuidas see on veekeskkonda jõudnud ning analüüsida praegust mikroplasti reostuse olukorda veekeskkonnas. Selgitada, milliste parameetritega mikroplasti zooplanktoni organismid võivad alla neelata ja milline on allaneelatud mikroplasti mõju zooplankteritele ning kuidas mikroplasti mõjud võivad zooplanktoni vahendusel kanduda edasi teistele toiduahelas olevatele organismidele ning veeökosüsteemile, kuna zooplanktoni puhul on tegemist olulise orgaanilise aine transportijana veekeskkonnas. Samuti anda lühike ülevaade, kuidas mikroplasti allaneelamist ja selle mõju zooplanktonil uuritakse. Töös käib läbi mõiste plastivooria, mille all mõeldaks mikroplastist osakeste allaneelamist.

1. Mikroplast

Plast on sünteetiline orgaaniline polümeer (Derraik, 2002). Erni-Cassola et al. (2019) tööst selgus, et kõige rohkem leidus veekeskkonnas polümeere PE (polüetüleen), PP (polüpropüleen), PS (polüstüreen) ja PPA (polüestrid, polüamiid ja akrüülid). Vaikse ookeani loode osas tehtud mikroplasti reostuse uurimusest selgus, et enim leidus seal piirkonnas polüetüleeni ja polüpropüleeni sisaldavaid mikroplastist osakesi, polüetüleenist mikroplasti oli 41,2% ja polüpropüleenist 22% (Pan et al., 2019). Erinevad polümeerid on kasutusel erinevate produktide tootmiseks (Tabel 1).

Tabel 1. Polümeerid, mida on leitud veekeskkonnast ja mõned näited nende kasutusest (Plastics Europe, 2020)

Polümeer	Kasutus
Polüpropüleen (PP)	Toidupakendid, kohvitopsid- ja kaaned, mikrolaineahju karbid
Madala tihedusega polüetüleen (PE-LD)	Kilekotid, pakendid, mahutid
Kõrge tihedusega polüetüleen (PE-HD)	Mänguasjad, šampooni pudelid, torud
Polüvinüülkloriid (PVC)	Aknaraamid, torud, aiavoolik, põrandate Pakendid, prilliraamid, isolatsioonimaterjal, elektroonilised
Polüstüreen (PS)	seadmed
Polüetüleen tereftalaat (PET)	Joogipudelid, puhastustarvete pudelid

Plastijäätmed võib suurusjärgudena jagada kolmeks, makroplast on > 20 mm, mesoplast 2–20 mm ja mikroplast < 2 mm, kuid jäätmete suurusjärgud on teadlaste poolt erinevalt määratud (Ryan et al., 2009). Mikroplasti erinevateks diameetriteks on hinnatud < 5 mm (Moore, 2008; Barnes et al., 2009; Cole et al., 2013), < 2 mm (Ryan et al., 2009), < 1 mm (Claessens et al., 2011). Plastist osakestele, mis võivad tekkida lagunemisel pole seatud alampiiri ja on võimalik, et keskkonnas leidub ka nanomeetri mõõtkavas osakesi, mida võiks nimetada nanoplastiks (Rist, Baun & Hartmann, 2017). Nanoplasti ülempiir on määratud erinevates uurimustes erinevalt, kas 1 µm või 100 nm (Rist, Baun & Hartmann, 2017). Antud töös on käsitletud ka nanoplasti mõõtkavas osakeste allaneelamist zooplanktoni organismide poolt.

Makro- ja megaplastist jäätmete reostus keskkonnas ei ole enam ühtlasel tõusuteel, reostus on kord stabiilne, tõusev või vähenev (Barnes et al., 2009). See-eest mikroplastist osakeste arvukus ja ülemaailmne levik on viimaste aastakümnete jooksul kasvanud (Barnes et al., 2009). Mikroplasti laiaulatuslikku levikut ookeanides soodustavad nende väikesed mõõtmed ja madal aine tihedus, mis võimaldab osakestel levida maailmamere hoovustega suurtele aladele (Eerkes-Medrano, Thompson & Aldridge, 2015).

2. Mikroplasti päritolu veekeskkonnas

Plast merekeskkonnas on pärit laevadelt, kust on prügi merre visatud või satuvad plastjäätmel merre maismaalt jõgede äravoolu või reovee ärajuhtimise kaudu, tuule abil ning randadest, kuhu on jäetud vaba aja veetmisest tekkinud prügi (Ryan et al., 2009). Kaks peamist viisi, kuidas mikroplastist osakesed jõuavad maailmamerre on kas otsese äravooluna maailmamerre või meso- ja makroplasti jäätmel lagunemisel tekkinud mikroplast (Andrady, 2011). Seega saab tekkeviisi alusel mikroplasti klassifitseerida primaarseks ja sekundaarseks mikroplastiks. Järgnevalt käsitletakse kahte erinevat viisi, kuidas mikroplast jõuab veekeskkonda, kust pärineb otsene mikroplastist osakeste sissevool ja kust pärineb suuremate plastijäätmel lagunemisel tekkinud mikroplast

2.1. Primaarne mikroplast

Plastijäätmel, mis on tahtlikult töödeldud mikroplasti mõõtmetesse, nimetatakse primaarseks mikroplastiks (Cole et al., 2011). Väikesed plastist kuulikesed ja graanulid on ohtlikud mereelustikule (Derraik, 2002). Plastgraanulid on toormaterjal plastist esemel tootmiseks (Derraik, 2002). Merekeskkonda võivad plastgraanulid jõuda juhuslikult transpordi käigus või valesi käideldes, st käideldes seda mitte prügina (Derraik, 2002). Tunnell et al. (2020) töös koguti harrastusteadlastel abiga Mehhiko lahe rannajoonel plastist kuulikesi. Enim leiti plastist kuulikesi Texase rannikult Galvestoni lahest, kus on ka enamik Ameerika Ühendriikide tehastel, kus toodetakse plastkuule (Tunnell et al., 2020).

Väikeste plastist osakeste, tavaliselt kuni 0,5 mm, reostus võib pärineda kätepesuvahenditel, kosmeetilistel vahenditel ja survepesu tehnoloogiast (Derraik, 2002). Survepesu tehnoloogias on kasutusel polüetüleenist osakesed, mille abil eemaldatakse metallpindadelt värvi või puhastatakse mootori osasid (Derraik, 2002). Kui polüetüleenist osakesed ei kõlba enam kasutamiseks, visatakse need ära ja läbi reovee võivad jõuda merekeskkonda, kuna kanalisatsiooni filtratsioonisüsteemi jäävad vähesed osakesed kinni ja enamik osakesi pääsevad merekeskkonda (Derraik, 2002), ning ilmselt võivad need osakesed jõuda töökodadest ka mageveekogudesse näitel jõgedesse

Väikeste plastist osakeste arvukus on tõusnud nende kasutuse tõttu kaubanduslikes puhastusvahenditel (Barnes et al., 2009). Polüetüleenist osakesi sisaldavad näopuhastusvahendid, kus looduslikult kasutatavad koostisosad, näitel purustatud kaer, pimss ja kreeka pähkli seemnekest, asendati mikroplastist graanulitega (Fendall &

Sewell, 2009). Fendall ja Sewell (2009) uurisid nelja Uus-Meremaal müüdatavat mikroplasti sisaldavat näopuhastusvahendit ning tuli välja, et kõikides näopuhastusvahendites leidis kõige rohkem mikroplasti osakesi, mis olid väiksemad kui 0,5 mm. Tavapärasel tarbijal on igapäevaselt või vähemalt kord nädalas kasutusel mikroplasti sisaldavad tooted (Fendall & Sewell, 2009). Toodete kasutamisel jõuavad mikroplastist osakesed reovette ja kuna osakesed on väikesed, siis võivad need pääseda läbi kanalisatsiooni filtratsioonisüsteemi ning jõuda maailmamerre (Fendall & Sewell, 2009).

Väikseid (< 200 µm) polüpropüleenist pärleid leidsid Russel ja Webster (2021) Šotimaa meredest, kõige rohkem oli roosasid plastpärleid, vähem siniseid ja valgeid. Tõenäoliselt pärinevad need kosmeetilistest toodetest, mis on tänaseks Šotimaal küll keelatud, aga võivad merekeskkonnas viibida ajast, mil sellised tooted veel lubatud olid (Russell & Webster, 2021) .

2.2. Sekundaarne mikroplast

Sellist mikroplasti, mis tekib suuremate plastijäätmete lagunemisel, nimetatakse sekundaarseks mikroplastiks (Cole et al., 2011). Lagunemine on keemiline protsess, mis vähendab polümeeri molekulmassi ning kuna plasti mehaaniline tugevus sõltub molekulmassist, siis lagunemine muudab plastmaterjali nõrgemaks. Biolagunemisega, kus polümeeris olev süsinik muundatakse süsihappegaasiks võivad isegi silmale raskesti nähtavad plastist osakesed omakorda veel väiksemateks osakesteks laguneda. (Andrady, 2011) Polümeerid, mida leidub tavaliselt veekeskkonnas, PE-LD (madala tihedusega polüetüleen), PE-HD (kõrge tihedusega polüetüleen), PP (polüpropüleen) ja nailon, lagunevad peamiselt UV-B kiirguse tõttu fotooksüdatsiooni tulemusena (Andrady, 2011).

Kilekotid ja muud kilest pakkematerjalid on ilmselt üks põhilisi plastist jäätmeid elukeskkonnas, sest kilest materjalid on hästi ära lenduvad (Barnes et al., 2009), tuultega võivad need jäätmed jõuda ka veekeskkonda. Samamoodi leidub palju ära visatud kalastustarbeid ja joogipakendeid (Barnes et al., 2009). Svalbardi randadest kogutud plastist jäätmetest oli suur osa pakkematerjal ja joogipakendid, lisaks leidis palju kasutatud tarbeesemeid, nt plastlusikad, hambaharjad, ja mänguasjad (Bergmann et al. 2017). Russeli ja Webster (2021) analüüsisid polümeeride sisaldust 2014.–2016. aastal Šotimaa merest kogutud mikroplasti proovidest, 26% oli polüpropüleen, 17% polüstüreen, 12% polüvinüülkloriid, 10% polüetüleen, 6% ei suudetud polümeerina

tuvastada. Kuna 70% kogutud mikroplastist osakestest olid fragmenteerunud osakesed, siis see annab tõendust, et suurem osa mikroplastist on tekkinud suuremate jäätmete lagunemisel (Russell & Webster, 2021). Analüüsitud polümeeride põhjal saaks näiteks Tabel 1 põhjal määrata ligikaudu, mis jäätmete lagunemisel mikroplastist osakesed tekkisid.

Mikroplastist kiud võivad merre jõuda läbi reovee sünteetilist materjali sisaldavate riiete pesemise järel (Browne et al., 2011). Leiti, et ühe masinpesu järel võib reovette jõuda ligi 1900 kiudu, millest võib järeldada, et suur osa mikroplastist kiude merekeskkonnas võib merekeskkonda jõuda riidepesumasina kasutamise tõttu (Browne et al., 2011).

Randades, mis on tihedast inimasustusest eemal, näiteks Alaska, on peamine osa prügist tekkinud kalastamise tulemusena (Derraik, 2002). 1975. aastal jõudis kalalaevadelt merre umbes 135,400 tonni plastist kalapüügivarustust ja 23 600 tonni sünteetilist pakkematerjali (Derraik, 2002). Bergmann et al. (2017) uurisid harrastusteadlaste abiga inimtekkelise mereprügi reostust Arktikas Svalbardi saarestiku randades. Kalapüügivarustusest tekkinud prügi oli Svalbardi randades kõige rohkem, moodustades 44–100% kogu leitud prügi massist, prügi hulka kuulusid nõörid, võrgud, poid ja ujukid (Bergmann et al., 2017). Mallory et al. (2021) uurisid inimtekkelise prügi reostust Lääne-Gröönimaal ja Kanada arktilise piirkonna randadest, kust leiti, et vaid 9% plastjäätmetest olid kalastustarbed. Bergmann et al. (2017) toob välja ka, et kalastustarvete suur hulk prügina Svalbardi randades võis tulla ka ühiku tõttu, millega mõõdeti prügi hulka. Nimelt g/cm^2 on tundlik üksikutele rasketele esemetele ning kalavõrkude puhul on tegemist raskete esemetega (Bergmann et al., 2017). Samas domineeris ikkagi kõikides uuritud Svalbardi randades kalastustarvetest tulenev prügi (Bergmann et al., 2017).

3. Mikroplasti reostuse olukord veekeskkonnas

Mikroplasti reostus maailmameres sai kasvavaks probleemiks peale plasti masstootmise algust 1940. aastatel (Cole et al., 2011). Võttes arvesse minimaalset mikroplasti jõudmist merekeskkonda maksimaalse plasti kaalu kaotusega, leiti, et ujuva mikroplasti hulk ülemaailmselt 2010. aastal oli $4,9 \times 10^5$ tonni (Everaert et al., 2018). Järgmistes alapeatükkides käsitletakse mikroplasti reostust erinevates piirkondades mere pinnal, mere sügavamates kihtides ja magevees.

3.1. Mikroplasti reostus mere pinnakihis

Plastist jäätmeid on tihti leitud merepinnalt või on jäätmed uhutud rannajoonele (Barnes et al., 2009). Šotimaa merede pinnalt leiti mikroplasti nii Šotimaa merepiirkonnast kui ka avamere piirkonnast, 35% proovivõtukohtadest ei leitud mikroplastist osakesi (Russell & Webster, 2021). Mikroplasti keskmine kontsentratsioon uurimuse piirkonna merepinnal oli 4565 osakest/ km^2 (Russell & Webster, 2021).

Pan et al. (2019) kogusid Vaikse ookeani loode osast pinnaproove Manta võrguga, mille silmasuurus oli 330 μm . Mikroplasti reostuse sisaldus ulatus erinevates proovipunktides 2700–220 000 osakest ühe km^2 kohta (Pan et al., 2019). Keskmine mikroplasti reostus Vaikse ookeani loodeosas tehtud proovide põhjal oli 62 000 osakest/ km^2 (Pan et al., 2019). Kui võrrelda mikroplasti keskmist kontsentratsiooni Šotimaal tehtud uurimusega (Russell & Webster, 2021), siis Vaikse ookeani loodeosas tehtud proovidest oli mikroplasti keskmine kontsentratsioon umbes 13 korda kõrgem. Mikroplasti reostuse hulga erinevus võib tulla sellest kuna Vaikse ookeani loodeosa ümbritsevad Hiina, Jaapan ja Korea, mis on ühed kõige tihedama asustusega riigid maailmas. Seega on tegemist tugeva inimõjuga piirkonnaga, millest võib olla tingitud suurem mikroplasti reostus kui seda on Šotimaa meredes. Browne et al. (2011) uurisid mikroplastist reostust 18s erinevas kohas kuuel kontinendil ja leidsid, et mikroplastist osakeste reostus oli suurem tiheda inimasustusega aladel.

Mikroplasti partiklite osakaalu on analüüsitud ka Atlandi ookeanis. Selleks püüti õngejada abil Assooride vetest 390 isendit. Püütud kalade analüüsimisel leiti plastist jäätmeid 37 isendis, mis on vaid 9,49% kõikidest püütud kaladest. Rohkem leidus plastjäätmeid pindmistes veekihtides elavates kalades kui bentilistes kalades (Pereira et al., 2020), tulemus toetab väidet, et plasti reostus on suurem merepinnal.

Schönlau et al. (2020) kasutasid Šotimaa vetes proovide võtmiseks 335 µm võrgusilma suurusega Manta. Lisaks Manta võrgule kasutati Schönlau et al. (2020) uurimuses ka erineva suurusega (500, 300 ja 50 µm) sõeltega pumbasüsteemi, millega sai seega väiksemaid mikroplastist osakesi määrata. Mikroplasti proove mere pinnalt võeti Läänemerest, seal hulgast Botnia lahest ja Skagerraki väinast. Manta võrguga võetud proovidest sisaldasid 88% mikroplastist osakesi. Mikroplasti kontsentratsiooni mediaan merepinnal oli Manta võrgu proovidega 0,04 mikroplastist osakest/ m^3 , see-eest pumbasüsteemiga võetud proovidest saadi kontsentratsiooni mediaan merepinnal 3,74 mikroplastist osakest/ m^3 (Schönlau et al., 2020). Pumbasüsteemiga tehtud proovid võivad olla seega täpsema tulemusega kui Manta võrguga, kuna on võimelised filtreerima ka väga väikseid osakesi. Kuigi võrguga võetud proov katab suurema pindala merepinnast kui pumbasüsteemiga proov, mistõttu on Manta võrgu proovi puhul parem määrata heterogeenset mikroplasti jaotust merepinnal, sest pumbaga võetud proovides oli vee ruumala 13 m^3 ja võrguga võetud proovides 180 m^3 (Schönlau et al., 2020).

3.2. Mikroplasti reostus mere sügavamates kihtides

Mikroplasti reostusest merevee põhjakihtides annab tõestust Zhu et al. (2019) uurimus, kus uuriti põhjavee kalade puhul mikroplastist osakeste allaneelamist Lõuna-Hiina meres. Kõikidest (35) analüüsitud põhjavee kaladest leiti mikroplastist osakesi (Zhu et al., 2019). Mikroplastist osakeste reostusest mere sügavamates kihtides annab veel tõendust Zhang et al. (2020) töö, kus uuriti mikroplasti reostust süvamere setetes Vaikse ookeani lääne osas. Süvamere setete proove võeti 4601–5732 m sügavuselt ning leiti, et keskmine mikroplasti reostus setetes oli 240 osakest ühe kg setete kohta (Zhang et al., 2020). Mikroplastist osakeste suurus oli 100,1–4930,1 µm, keskmine mikroplastist osakeste suurus saadi 550,6 µm (Zhang et al., 2020). Mikroplasti reostusest merepõhjas Eestis annab tõendust Liivi lahest, Soome lahest ja Vilsandi piirkonnast püütud täiskasvanud lestade ehk bentilise eluviisiga kalade mikroplasti sisaldus, püütud kaladest 24% sisaldasid mikroplasti keskmiselt 0,27 osakest kala kohta (Lips et al., 2020).

Mikroplasti reostust Eestis on analüüsitud ka kogu veesamba ulatuses ehk põhjast pinnani. Läänemere keskosas oli mikroplasti kontsentratsioon veesambas 3,9 osakest/ m^3 , Liivi lahes 3,3 osakest/ m^3 , kõige vähem leitud mikroplastist osakesi Soome lahes, kus saadi mikroplasti reostuse kontsentratsiooniks veesambas 1,9 osakest/ m^3 (Lips et al., 2020).

3.3. Mikroplasti reostus mageveekogudes

Eelnevalt on kirjeldatud mikroplasti reostust meredes, aga mikroplastireostus on levinud ka mageveekogudes. Bertoldi et al. (2021) uurisid mikroplastist osakeste reostust Brasiilia järves Guaíba. Mikroplasti leiti kõikidest võetud proovidest, mikroplasti osakeste sisaldus ulatus $11,9 \pm 0,6$ kuni $61,2 \pm 6,1$ osakest m^3 kohta (Bertoldi et al. 2021). Eestis on analüüsitud mikroplasti hulka jõgedes. Valgejõe Ohepalu looduskaitseala piiril leiti mikroplasti kontsentratsiooniks 720 osakest/ m^3 . Enne Tapa linna, Konnavere allikate lähedal, oli mikroplasti hulk väiksem, 400 osakest/ m^3 . Ohepalu looduskaitseala piiril võis suur mikroplasti hulk olla tingitud Tapa linna reoveepuhastusjaama heitvee suunamisest Valgejõkke (Lips et al., 2020). Pirita jõe jahtklubi juures määrati 495 osakest/ m^3 , jõe ülesvoolu osas oli plastist osakeste hulk väiksem, 125 osakest/ m^3 (Lips et al., 2020). Merre suubuvate jõgedega võib mikroplastist osakeste reostus jõuda merekeskkonda.

4. Zooplankton

Zooplanktoni puhul on tegemist vees vabalt hõljuvate organismidega (Haberman, Virro & Kirkmann, 2008). Zooplanktoni hulka kuuluvad erinevad selgroogsed ja selgrootud mereloomad, osa neist on kogu elu planktilised, keda nimetatakse holoplanktoniks ning osa on planktilised vaid vastse staadiumis, neid nimetatakse meroplanktoniks (Botterell et al., 2019). Zooplanktoni rühma ühendab rohkem nende ühine keskkond kuivõrd sugulus (Haberman, Virro & Kirkmann, 2008). Eristatakse ainurakset protozooplanktonit ja hulkrakset metazooplanktonit (Haberman, Virro & Kirkmann, 2008). Lääne-Atlandi ookeani troopikapiirkonnast leiti 15 erinevat taksonoomilist zooplanktoni rühma, sinna kuulusid meduusid, karbid, polüheedid ehk hulkharijasussid, teod, aerjalgsed, naupliused ehk vähikvastsed, krillid, müsiidilised, kümnejalalised, tunikaadid, harjaslõugsed, apendikulaarid ehk ripikloomad, kala munad, kala vastsed ja muud zooplanktoni rühmad, keda leidis < 3% (de Figueiredo et al., 2020).

Toitumistüübilt saab zooplanktoni jagada taimtoiduliseks ehk herbivoorseks ja röövtoiduliseks ehk karnivoorseks (Haberman, Virro & Kirkmann, 2008). Taimtoiduline zooplankton filtreerib veest toiduks vetikaid, baktereid ja detriiti ning karnivoorne zooplankton sööb teisi zooplanktereid või ainurakseid (Haberman, Virro & Kirkmann, 2008). Ent kõik zooplanktoni rühmad toituvad väga lahjast suspensioonist ehk heljumist ning selle omandamiseks on zooplanktonil kaks etappi, kõigepealt tuleb toit leida ja siis sellest kinni haarata (Kiørboe, 2011). Tõeliste filtraatorite puhul toimuvad need kaks etappi samaaegselt (Kiørboe, 2011).

Aerjalgsed *Copepoda* on röövlloomad, kes toituvad endast väiksematest zooplankteritest ja ainuraksetest (Haberman, Virro & Kirkmann, 2008). Seega on nende enda keha suurus määrav toiduobjektide suurus. Peipsi järves oli aerjalgse *Eudiaptomus gracilis* emane isend 1,0–1,4 mm pikk ning kaalus keskmiselt 59 µg (Haberman, Virro & Kirkmann, 2008), mis tähendaks, et isend on võimeline alla neelama < 1,4 mm suuruseid osakesi. Peamiselt maismaa magevees ja soolases vees leiduvate vesikirbuliste keskmine suurus on 0,2–6 mm (Forró et al., 2007). Keriloomad, kellest enamik on lepestoidulised ning saavad süüa vaid baktereid, ainurakseid ja üliväikesed vetikaid, nende keskmine kaal on 0,9 µg (Haberman, Virro & Kirkmann, 2008).

Zooplankterid saab kaalu alusel jagada järgnevalt: väga väikesed (kuni 3 µg), väikesed (0,4–4 µg), keskmised (5–9 µg), suured (0–50 µg), väga suured (> 60 µg) (Haberman,

Virro & Kirkmann, 2008). Ma et al. (2019) jagasid Kirde-Hiina mageveejärvest kogutud proovide põhjal zooplanktoni kuude funktsionaalsesse gruppi, võttes arvesse isendite suurust ja toitumisviisi. Kaks väikseima suurusega isendite gruppi on keriloomad ja algloomad ehk ainuraksed, kes on filtraatorid ning toituvad bakteritest, vetikatest ja orgaanilisest detriidist ehk pudest. Kolmandasse gruppi kuuluvad väikesed aerjalgsed ja filtraatorid vesikirbulised, kes on < 0,7 mm ja toituvad bakteritest, vetikatest, detriidist ja algloomadest. Sama toitumisviisiga kuuluvad neljandasse gruppi pisut suuremad keskmised aerjalgsed ja filtraatorid vesikirbulised, kes on 0,7–1,5 mm pikkused. Viidendasse gruppi kuuluvad keskmised aerjalgsed ja karnivoorsed vesikirbulised suurusega 0,7–1,5 mm, kes toituvad keriloomadest, vesikirbulistest, surusääsklaste vastsetest ja väikeharjasussidest. Viimases grupis on suured aerjalgsed ja karnivoorsed vesikirbulised, kes on > 1,5 mm. Nii aerjalgsed kui ka vesikirbulised on toiduks kaladele (Ma et al., 2019).

Zooplankton on oluline lüli veekogude toiduvõrgustikus (Wetzel, 2001). Zooplankton saab oma energia primaarproduktentidelt (vetikad, tsüanobakterid) või detriitahelast (detriit, bakterid) ning suunab selle energia kõrgema troofilise tasemega organismidele (Wetzel, 2001). Zooplanktonist toituvad kõik kalamaimud ja täiskasvanud planktonitoidulised kalad (Haberman, Virro & Kirkmann, 2008). Lisaks zooplanktonile endale, toituvad mereorganismid ka zooplankterite väljutatud orgaanilist materjali sisaldavatest ekskrementide graanulitest (Cole et al., 2016).

Zooplanktonil on oluline roll energiavoos ja biogeokeemilises ringluses näiteks süsinikuringe, lämmastikuringe, fosforiringe (Wetzel, 2001). Bioloogilise pumba abil viiakse fotosünteesiga toodetud orgaaniline materjal merepinnalt merepõhja kas põhja vajuvate osakeste abil, advektsiooni või lahustunud orgaanilise materjali vertikaalse segunemise käigus või transpordivad orgaanilist materjali mereorganismid (Turner, 2015). Bioloogiline pump on ka oluline süsihappegaasi eraldaja atmosfäärist, mille tulemusena viiakse süsihappegaas merepõhja (Turner, 2015). Bioloogilise pumba käigus jõuab atmosfääri süsihappegaasist süsinik ookeani pinna kihtidesse, kus süsinik lahustatakse merevees ning muundatakse primaarse produktsiooni käigus tahkeks osakeseks, mis tarbitakse pelagiaalis elavate organismide poolt ning transporditakse merepõhja (Turner, 2015). Zooplanktoni väljaheite graanulid täidavad oma rolli bioloogilises pumbas toitainete, tahke orgaanilise süsiniku, süsihappegaasi ja energia transportijana merepõhja (Cole et al., 2016).

Herbivoorsed zooplankterid, kes toituvad fütoplanktonist ehk taimhõljumist mõjutavad veekogude sesoonset läbipaistvust, seda vähemalt madala kuni mõõduka fosfori sisaldusega järvedes (Hanson et al., 2012). Kalade arvukuse tõus võib vähendada zooplanktoni arvukust ning seega ka herbivooriat, mis aitab kaasa vetikaete õitsengule ning vähendab seetõttu tõenäoliselt vee läbipaistvust madalates järvedes (Hanson et al., 2012). Kuna zooplankton reageerib kiiresti keskkonnamuutustele, siis saab zooplanktonit kasutada ka bioindikaatorina, et määrata veekogude saastatust, troofsusseisundit ja ökoloogilist seisundit (Wetzel, 2001).

5. Zooplanktoni plastivooria

5.1. Mikroplasti allaneelamise uurimismeetodid zooplanktonil

5.1.1. Looduslikus veekeskkonnas

Veekeskkonnas mikroplasti allaneelamise uurimiseks kasutatakse enamasti võrke, mille abil võetakse zooplanktoni proove, mis lähevad siis edasisele analüüsimisele. Lõuna-Hiina meres kogusid Sun et al. (2017) zooplanktoni proove kooniliste planktoni võrkudega 200 meetri sügavuselt või 10 meetrit enne merepõhja kui sügavus oli < 200 m. Desforges, Galbraith & Ross (2015) kogusid sarnaselt Sun et al. (2017) zooplanktoni proove võrkudega 250 meetri sügavuselt või 10 meetrit enne merepõhja. Sun et al. (2017) töös kasutati proovide kogumiseks kahte võrku, et võrrelda erineva suurusega võrkudega kogutud zooplankterite neelatud mikroplasti. Desforges, Galbraith & Ross (2015) kogusid proove ühe võrguga, mille võrgu suurus jäi kahe Sun et al. (2017) kasutatud võrkude (505 ja 160 µm) vahele suurusega 236 µm. Frias, Otero & Sobral (2014) kasutasid proovide kogumiseks kolme erinevas suuruses võrku (180 µm, 280 µm ja 335 µm). Sun et al. (2017) kogutud zooplanktoni proovid pandi koheselt formaldehüüdi lahusesse. Sarnaselt pandi ka Desforges, Galbraith & Ross (2015) kogutud zooplanktoni proovid 10% puhverdatud formaliini ja mereveega täidetud klaaspurki.

Zooplanktoni arvukuse ja klassifikatsiooni uurimise jaoks digiteerisid Sun et al. (2017) proovid spetsiaalse tehnikaga. Digiteeritud proovidega teostati automaatne zooplanktoni klassifitseerimine, mille õigsust kontrolliti ka manuaalselt. Tuvastatud zooplanktoni gruppidest valiti viis enamlevinud zooplanktoni gruppi (aerjalgsed, harjaslõugsed, meduusid, krevetilised, kalavastsed), kes läksid edasi mikroplasti analüüsimisele (Sun et al., 2017).

Valitud isendid pesti mitu korda deioniseeritud veega ning kõik valitud viis zooplanktoni grupp pandi 20 ml suurusesse stsintillatsiooni viaali (Sun et al. 2017). Selleks, et uurida allaneelatud mikroplastist osakesi, lagundati spetsiaalse meetodiga 100% HNO₃ lahuse abil zooplanktoni kehakude. Lisaks tehti ka kontrollkatsed, kus HNO₃ lahust lisati tühja viaali, kus ei olnud zooplanktonid, selleks, et kontrollida, kas mikroplastist osakesed võisid sattuda viaali õhust. Kontrollkatsed näitasid, et mikroplastist osakeste saastet õhust ei tekkinud. Kui leiti, et zooplankton oli mikroplastist osakesi alla neelanud, siis osakesed loeti kokku ja pildistati üles. Leitud allaneelatud mikroplastist osakeste analüüsimiseks

kasutati Fourier'i transformatsiooniga infrapunaspetskoopia (μ FT-IR) tehnikat, et määrata osakesete koostis (Sun et al., 2017).

5.1.2. Laboris

Mikroplastist osakeste allaneelamist on uuritud ka laboris tehes selleks mikroplastist osakesed zooplanktonile kättesaadavaks. Paljudes laboratoorsetes uurimustes on zooplanktonile kasutatud polüstüreenist graanuleid (Cole et al., 2013; Lee et al., 2013; Rist, Baun & Hartmann, 2017). Laboratoorsetes tingimustes läbiviidud katsed, võimaldavad jälgida kogu alla neelamise protsessi.

Esmalt on vaja zooplanktoni isendeid, kelle peal katseid läbi viia. Cole et al. (2013) kogusid La Manche'i väinast 200 μ m võrguga zooplanktoni proovid ning testisid nendega laboratoorsetes tingimustes hüpoteesi, et zooplankterid on võimelised mikroplasti alla neelama. Seevastu Rist, Baun & Hartmann (2017) uurisid zooplanktoni liigi *Daphnia magna* mikroplastist osakeste allaneelamist ja selle mõju kultuuris (klaasist kolvis) kasvatatud isenditega. Kultuuris kasvatatud isendite puhul on loomad vangistusega harjunud, aga loomulikust keskkonnast pärit isendite puhul tuleb laboratoorsetes katsetes kindlasti arvesse võtta ka stressi.

Cole et al. (2013) tõstasid hüpoteesi, et zooplankton on võimeline mikroplasti alla neelama, hüpoteesi testimiseks tehti erinevatele zooplanktoni rühmadele erinevate katsete käigus kättesaadavaks 0,4–30,6 μ m suurused fluorestseeruvast märgistatud polüstüreenist kuulikesed, olenevalt zooplanktoni tavapärase saagi suurusest valiti, millises suurususes polüstüreenist graanulid vastavale zooplanktonile kättesaadavaks tehti. Plastist osakeste allaneelamine tehti kindlaks fluorestsentsmikroskoobi abil, millega tuvastati polüstüreenist graanulite olemasolu zooplanktoni seedetraktis ja kehaõõnsuses (Cole et al., 2013). Selleks, et uurida mikroplasti mõju toitumiskäitumisele tegid Cole et al. (2013) aerjalgsele *Centropages typicus* kättesaadavaks looduslikest kooslustest vetikad koos polüstüreenist kuulikestega.

Rist, Baun & Hartmann (2017) uurisid ka mikro- ja nanoplasti allaneelamise mõju *D. magna* kasvule ja paljunemisele. Plastist osakesed tehti liigile *D. magna* 21ks päevaks kättesaadavaks, selle aja jooksul mõõdeti *D. magna* erinevaid tunnuseid, mis annavad infot looma kasvu ja paljunemise kohta. Selgitati, millal ilmusid esimesed järglased, mõõdeti pesakonna suurus ja kui palju on järglasi ühes pesakonnas, samuti mitu järglast on ühe *D. magna* kohta, vastasündinute arvu ja suremus fikseeriti igapäevaselt.

Selgitamaks, mis mõju on plastil *D. magna* kasvule uuriti peale igat meediumi vahetust isendi kestumiste arvu, mõõdeti emasloomade suremust ja suurust katse lõpus.

5.2. Mikroplasti allaneelamine zooplanktonil veekeskkonnas

Kuna mikroplastist osakesed on väikesed, < 5 mm (Moore, 2008; Barnes, Galgani, Thompson & Barlaz, 2009; Cole et al., 2013), siis sattudes veekeskkonda, võivad plastist osakesed osutada allaneelatuks paljude veeloomade poolt. Mikroplast sisaldab püsivaid orgaanilisi saasteaineid (Andrady, 2011). Suuremat kahju võivad mikroplastist osakestes sisalduvad püsivad orgaanilised saasteained põhjustada väga väikese kehakaaluga planktilistele organismidele (Andrady, 2011), allaneelatud mikroplastist osake moodustab suurema osa organismi kogu keha massist zooplanktonil kui see osake moodustaks näiteks kilpkonnal ning võib seega mõjuda toksilisemalt zooplanktonile kui kilpkonnale. Mikroplastist osakeste allaneelamist on kirjeldatud mitmel zooplanktoni liigil eri piirkondades.

Zooplanktoni proove koguti 2002. ja 2008. aastal Portugali rannikuvetest Lisboa, Costa Vicentina, Aveiro ja Algarve lähistelt (Frias, Otero & Sobral, 2014). Kogutud zooplanktoni proovidest leiti mikroplastist osakesi 61%. Kuna Aveiro ja Lisboa on tihedama inimasustusega, siis proovid, mis olid võetud neist piirkondadest, sisaldasid rohkem mikroplasti, vastavalt 66% ja 91% (Frias, Otero & Sobral, 2014). Algave ja Costa Vicentina proovidest sisaldasid vähem kui 50% mikroplastist osakesi (Frias, Otero & Sobral, 2014). Costa Vicentina asub looduspargi läheduses ning on seega vähem asustatud, ent kõige kõrgemad mikroplasti kontsentratsioonid olid Costa Vicentina ja Lisboa piirkonnas. Kõrget mikroplasti kontsentratsiooni Costa Vicintinas võib põhjustada tööstuste ja sadamarajatiste lähedal asumine (Frias, Otero & Sobral, 2014). La Manche'i väinas uuritud zooplanktoni rühma puhul selgus, et 347st analüüsitud kalavastsetest leiti mikroplasti ainult kümnel isendil ehk 2,9% kalavastsetest sisaldasid mikroplastist osakesi (Steer et al., 2017). Samas Sun et al. (2017) tööst tuleb välja, et võrreldes erinevate zooplanktoni gruppidega neelasid mikroplastist osakesi kõige vähem kalavastsed. Mikroplasti allaneelamine vähenes vastavalt zooplanktoni troofilisele tasemele, mikroplasti olid vähem alla neelanud kõrgema troofilise tasemega zooplanktoni grupid nagu meduusid, kalavastsed ja krevetilised (*Caridea*) (Sun et al., 2017).

Sun et al. (2017) kogusid 2015. aastal zooplanktoni proove Lõuna-Hiina merest. Proove koguti kahe erinevas suuruses planktonvõrguga (võrgusilma suurused 505 µm ja 160 µm).

Zooplanktoni poolt allaneelatud mikroplasti sisaldus saadi analüüsimisel suurem 160 µm suuruse võrguga kogutud proovides. Mikroplastist osakesi olid allaneelanud aerjalgsed (*Copepoda*), harjaslõugsed (*Chaetognatha*), krevetilised (*Caridea*), meduusid ja kalavastsed (Sun et al., 2017). Ka Md Amin et al. (2020) uurisid mikroplasti allaneelanud Lõuna-Hiina meres ning selgus, et aerjalgsed olid kõige rohkem mikroplasti allaneelatud, aerjalgsed olid neelanud 58% kõigist allaneelatud mikroplastist osakestest. Ka Sun et al. (2017) tööst selgus, et zooplanktoni poolt allaneelatud mikroplasti sisaldus oli kõige suurem aerjalgsedel. Sun et al. (2017) väiksema võrguga (160 µm) püütud proovidest oli 79% mikroplastist neelatud aerjalgsete poolt, suurema (505 µm) võrgu puhul olid aerjalgsed neelanud 54%. See võib tulla sellest, et väiksem võrk võimaldas koguda rohkem aerjalgsete proove, kuna tegemist on väikeste isenditega. Mikroplastist osakeste allaneelamist aerjalgsedel on kirjeldatud ka Vaikse ookeani kirdeosas (Desforges, Galbraith & Ross, 2015). Desforges, Galbraith ja Ross (2015) uurisid mikroplastist osakeste allaneelamist aerjalgsete seltsi hormikuliste (*Calanoida*) liigil *Neocalanus cristatus* ja ülemvähkide seltsi hiilgevähiliste (*Euphausiacea*) krillil *Euphausia pacifica*. Küll aga polnud selle töö puhul enim plastist osakesi alla neelanud aerjalgne vaid krill. Aerjalgse *N. cristatus* puhul leiti iga 34 organismi kohta 1 plastist osake, seevastu krilli *E. pacifica* puhul leiti iga 17 isendi kohta 1 plastist osake.

5.3. Allaneelatud mikroplasti omadused

Sun et al. (2017) uurimuses kirjeldati zooplanktoni poolt allaneelatud osakete erinevat kuju, leidus nii kiude kui ka tükikesi ja veel teisi kujusid. Ent mikroplastist kiud moodustasid 70% kõigist allaneelatud mikroplasti osakestest (Sun et al., 2017). Ka La Manche'i väina kalavastsete poolt allaneelatud mikroplastist moodustasid suure osa kiud, kõigist allaneelatud osakestest 83% (Steer et al., 2017). Mikroplastist kiudude suur osakaal leiti ka Vaikse ookeani aerjalgsedel ja krillidel, kiud moodustasid kõigist allaneelatud osakestest vastavalt 50% ja 68% (Desforges, Galbraith & Ross, 2015). Plastist kiud võivad murduda, voltuda või keerduda puntrasse vähendades sellega nende suurust ja on seega paremini kättesaadavad (Desforges, Galbraith & Ross, 2015). Vastukaaluna suurele kiudude alla neelamisele võib tuua Frias, Otero & Sobral (2014) uurimuse Portugali ranniku vetest, ühestki zooplanktoni proovist ei leitud mikroplastist kiudusid, sellest järeldati, et mikroplasti saaste ei saa pärineda riietest. Samuti leidsid Md Amin et al. (2020), et mikroplastist tükikesi oli Lõuna-Hiina meres zooplanktoni poolt rohkem allaneelatud kui kiudusid.

Sun et al. (2017) tööst selgus, et allaneelatud mikroplastist osakeste suurus oli varieeruv. Onandia, Dias & Miracle (2015) tööst selgus, et vesikirbuline *Bosmina longirostris* toitub 1–15 µm suurustest vetikatest, vähem tarbiti < 1 µm suurustest bakteritest. Sellest saab järeldada, et zooplankton on võimeline alla neelama ka väga väikesi osakesi. Sun et al. (2017) leidsid, et kahe erineva suurusega planktonvõrguga (505 µm ja 160 µm) võetud proovides oli väikseim plastist osake 4 µm, mis mahub ka Onandia, Dias & Miracle (2015) töös *B. longirostris* poolt allaneelatud vetikate suurusjärku. Suurim allaneelatud plastist osake oli 2399 µm (Sun et al., 2017). Keskmine osakeste pikkus oli 505 µm suuruse võrusilmaga võetud proovides 125 µm ja 160 µm suuruse võrgusilmaga võetud proovides 167 µm (Sun et al., 2017). Suurema võrgusilmaga (505 µm) püütud proovides oli zooplanktoni poolt allaneelatud keskmine osakese suurus väiksem, väiksema (160 µm) võrgusilma puhul suurem (Sun et al., 2017). Sellest võiks arvata, et kuna väiksem võrk võimaldab koguda väiksemate zooplankterite proove, siis väiksemad zooplankterid neelasid suuremaid osakesi, aga kuna töös zooplankterite suurust ei analüüsitud, on see vaid hüpotees. La Manche'i väinas zooplanktoni poolt allaneelatud tükkide suurus ulatus 50 µm kuni 100 µm, kiudude pikkus ulatus 100 kuni 1100 µm (Steer et al., 2017). Seevastu Md Amin et al. (2020) nii pikki plastist kiudusid Lõuna-Hiina mere zooplanktonis ei tuvastanud, kiudude pikkus oli 534 ± 372 µm, samuti olid mikroplastist tükid väiksemad, 61 ± 12 µm.

6. Zooplanktoni plastivooriat mõjutavad tegurid

Mikroplastist osakeste allaneelamine sõltub nende kättesaadavusest ja zooplankterite mikroplastist selektiivsusest. Millises suuruses mikroplastist osake osutub zooplanktoni poolt allaneelatuks sõltub organismi füüsilisest võimekusest, mis on liigiti erinev ja erinev ka arenguetappides. Mikroplastist allaneelamist ja selle mõju zooplanktonil uurisid Cole et al. (2013), tööga leiti, et 15st zooplanktoni liigist neelasid 13 liiki polüstüreenist graanuleid alla. Lühihännaliste ehk krabiliste puhul selgus, et mikroplastist allaneelamine sõltus organismi arenguetapist (Cole et al., 2013). Krabi vastsete nooerematele arengujärkudele (zoea staadium) ei pakkunud 20 µm suurused plastigraanulid huvi, see-eest vanemad vastsejärgud (megalopa staadium) tarbisid hästi 20 µm suuruseid graanuleid (Cole et al., 2013), see võib tulla erinevast organismi suurusest erinevates arenguetappides, vanemad vastsejärgud on suuremad ja seega füüsiliselt võimelised neelama suuremaid osakesi. Vroom et al. (2017) uurisid mikroplastist allaneelamist aerjalgse *Calanus finmarchicus* erinevates eluetappides, juveniilsel, täiskasvanud isasel ja täiskasvanud emasel. Selgus, et emased neelasid rohkem mikroplastist kui juveniilsed. Soolist erinevust mikroplastist allaneelamisel ei leitud (Vroom et al., 2017).

Desforges, Galbraith & Ross (2015) tööst, selgus, et krill *E. pacifica* pikkusega umbes 22 mm neelas suuremaid plastist osakesi kui aerjalgne *N. cristatus* pikkusega umbes 8,5 mm. Krilli poolt allaneelatud plastist osakeste suurus oli 816 ± 108 µm, aga aerjalgse poolt allaneelatud plastist osakeste suurus oli 556 ± 149 µm. Mõlema liigi puhul leiti seos suuava ja harjaste suuruses. Krilli *E. pacifica* suuava ja harjased, mis täidavad toitumise funktsiooni olles nn filteraparaat, on mõnevõrra suuremad kui aerjalgse *N. cristatus* suuava ja harjased (Desforges, Galbraith & Ross, 2015). Seega tuleb välja ka liigiti erinev füüsiline võimekus plastist osakesi alla neelata, võib oletada, et suuremad zooplankterite liigid on võimelised suuremaid mikroplastist osakesi neelama.

Rohkem eelistatakse zooplanktoni poolt alla neelata väiksemaid plastosakesi kui suuremaid. Lõuna-Hiina merest kogutud zooplanktoni proovide puhul olid aerjalgsed neelanud kõige rohkem mikroplastist (keskmise suurusega 0,14 ja 0,15 mm) (Sun et al., 2017). Cole et al. (2013) tööst selgus, et aerjalgsete (*Copepoda*) klassist oli kaks liiki, *Centropages typicus* ja *Temora longicornis*, kes neelasid kõigis kolmes suuruses (7,3 µm, 20,6 µm või 30,6 µm) polüstüreenist graanuleid, teised aerjalgsete liigid eelistasid neelata väiksemaid polüstüreenist graanuleid. Aerjalgsed *Acartia clausi* ja *Calanus*

helgolandicus neelasid rohkem kõige väiksema suurusega graanuleid ja vähem suuremaid graanuleid (Cole et al., 2013). Ka Vroom et al. (2017) tööst selgus, et samadest perekondadest liigid *Acartia longiremis* ja *Calanus finmarchius* eelistasid neelata väiksemaid (15 µm) plastosakesi suuremate (30 µm) vastu. Vroom et al. (2017) katses osales 9 *A. longiremis* liiki ja vaid üks neist neelas plasti, mis ei ole piisav, et teha mingeid üldistavaid järeldusi. Liigi *C. finmarchius* puhul eelistas 89% uuringus osalenud isenditest neelata väiksemaid plastgraanuleid, kuigi oli üks isend, kes neelas ühe 30 µm suuruse plastist osakese (Vroom et al., 2017). Eelnevate uurimuste põhjal võib järeldada, et aerjalgsed eelistavad neelata pigem väiksemaid osakesi kui suuremaid. Rist, Baun ja Hartmann (2017) töös tehti *D. magna* kättesaadavaks 2 µm ja 100 nm suurused plastosakesed. Selgus, et suuremate osakeste, so 2 µm, allaneelamisel oli plasti mass *D. magna* isendite kehas suurem kui 100 nm osakeste allaneelamisel. Samas leidis *D. magna* kehas 100 nm suuruseid osakesi 400 korda rohkem kui 2 µm suuruseid osakesi (Rist, Baun & Hartmann, 2017).

Rist, Baun ja Hartmann (2017) tööst tuli välja veel, et mikroplasti allaneelamine zooplanktonil sõltub osakese kättesaadavuse ajast. Plasti mass *D. magna* ühe isendi kohta oli seda suurem, mida kauem olid talle mikroplastist osakesed kättesaadavaks tehtud. Samas umbes 4–8 h peale mikroplastist osakeste kättesaadavust jõudis mikroplasti mass keha kohta stabiilsesse olekusse, kust mikroplasti mass keha kohta enam ei suurenenud (Rist, Baun & Hartmann, 2017). Mikroplasti sõltuvus kättesaadavuse ajast on oluline, kuna katsed, kus on tehtud mikroplast kättesaadavaks mingi kindel aja periood, näiteks 24 h, ei pruugi näidata reaalses elus olevat mikroplasti mõju zooplanktonile, kuna loomulikus keskkonnas on mikroplast zooplanktonile pidevalt kättesaadav.

Vroom et al. (2017) testisid hüpoteesi, et vananenud mikroplasti, mis on varem kokku puutunud merelise keskkonnaga, neelab zooplankton rohkem alla kui rikkumatut mikroplasti, mis ei ole mereveega kokku puutunud. Vananenud ja rikkumatu mikroplast tehti kättesaadavaks aerjalgsetele *C. finmarchicus* ja *A. longiremis*. Jõuti selgusele, et vananenud mikroplasti neelasid aerjalgsed oluliselt rohkem kui rikkumatut.

Mitmed tööd on kirjeldanud mikroplasti allaneelamise mõjutegurina toidu olemasolu. Rodríguez-Torres et al. (2020) leidsid, et ühes päevas neelasid aerjalgsed enim mikroplastist osakesi toidu kontsentratsiooni (250–400 rakku/ml) puhul. Ka Cheng et al. (2020) tööst selgus, et kui toiduna kättesaadav mikrovetikate hulk on madal, siis

neelatakse mikroplastist osakesi (0,5 µm ja 2 µm) osakesi rohkem aerjalgse *Pseudodiaptomus annandalei* poolt. Samas Rodríguez-Torres et al. (2020) uurimuses osalenud kolmest liigist leiti vaid kahel aerjalgse liigil (*C. finmarchicus*, *Calanus glacialis*) seos toidu kontsentratsiooni ja mikroplasti allaneelamise vahel, seost ei leitud aerjalgse *Calanus hyperboreus* puhul (Rodríguez-Torres et al., 2020). Tasub ka välja tuua, et Rodríguez-Torres et al. (2020) pakkusid katseobjektidele mikroplasti kahel erineval tasemel (200 mikroplastist osakest/l ja 20 000 mikroplastist osakest/l), kõrgema mikroplasti kontsentratsiooni ja kõrge toidu kontsentratsiooni (5000 rakku/ml) puhul neelasid *C. finmarchicus* ja *C. glacialis* mikroplastist osakesi kõige vähem. Kui võrrelda mikroplasti kontsentratsiooni 20 000 osakest/l ja vetikarakkude kontsentratsiooni 5000 rakku/ml, siis on vetikarakkudel võrreldes mikroplastiga palju kõrgem kontsentratsioon ning vetikarakud on seega paremini kättesaadavamad. Rist, Baun & Hartmann (2017) leidsid, et kui toidu näol lisati vetikarakke kas seedimis- või allaneelamisfaasis, siis mõlemal juhul mikroplastist osakeste osakaal *D. magna* kehas vähenes. Allaneelamisfaasis lisatud vetikarakkudega vähenes mikroplastist osakeste osakaal võrreldes toiduta allaneelamisfaasi puhul *D. magna* kehas 100 nm suuruste osakeste puhul 78% ja 2 µm puhul 98% (Rist, Baun & Hartmann, 2017). Seega mida kättesaadavam toit, seda vähem neelatakse mikroplastist osakesi ehk mikroplastist osakeste kättesaadavus sõltub toidu olemasolust. Samas liik *A. clausi* neelab 16 µm suuruseid polüstüreenist graanuleid ainult vetikarakkude samaaegsel kättesaadavusel (Cole et al., 2013).

Mikroplastist osakeste kättesaadavus võib sõltuda ka värvist. Desforges, Galbraith & Ross (2015) tööst selgus, et *N. cristatus* ja *E. pacifica* poolt allaneelatud mikroplastist osakestes domineerisid mustad, punased ja sinised osakesed. La Manche'i väinast leiti, et kalavastsed olid neelanud mikroplastist osakesi, millest 66% osakestest sinised kiud (Steer et al., 2017). Pirita jõe jahisadama piirkonnas domineeris kogutud mikroplasti proovides sinine värv mikroplastist tükkide ja kiudude näol (Lips et al., 2020). Siniseid või lillasid plastkiude leiti kõige rohkem ka juveniilsetest lestadest, läbipaistvaid ja punaseid plastkiude leidis vähem (Lips et al., 2020). Tallinna Admiraliteedi basseinis esines kõige rohkem plastosakestest siniseid või rohelisi plastkiude ning läbipaistvaid mikroplastist tükke (Lips et al., 2020). Seega on siniste plastosakeste esinemist veekeskkonnas kirjeldatud üsna palju ja zooplankterid võivad neid rohkem neelata.

Mikroplastist osakeste kättesaadavus võib sõltuda ka mikroplastist osakese kujust. Vroom et al. (2017) leidsid, et vananenud mikroplastist osakesed osutuvad rohkem allaneelatuks kui rikkumatu. Mikroplastist osakesed on merekeskkonnaga kokkupuutes ja võivad laguneda fragmenteerunud osakesteks, mikroplastist kiudusid ja fragmente on leitud maailmamerest rohkem kui mikroplastist kuulikesi (Vroom et al., 2017), rohkuse tõttu on kiud ja fragmenteerunud osakesed seega kättesaadavamad kui plastkuulid. Seda toetab Steer et al. (2017) töö, kes leidsid, et kiud (100–1100 µm) moodustasid 83% allaneelatud mikroplastist osakestest.

Madalama aine tihedusega mikroplast (näiteks polüetüleen) võib olla paremini kättesaadavam kuna need on tavalised merepinnal ning võib seal osutada pelagiaalis elavate zooplankterite poolt (Botterell et al., 2019). Kuna Erni-Cassola et al. (2019) tööst selgus, et kõige rohkem leidus veekeskkonnas polümeere PE (polüetüleen), PP (polüpropüleen), PS (polüstüreen) ja PPA (polüestrid, polüamiid ja akrüülid), siis need polümeerid võiksid olla arvukuse tõttu ka kergemini allaneelatavad zooplankterite poolt.

7. Allaneelatud mikroplasti mõju zooplanktonile

Mikroplastist osakesed võivad mõjutada veeloomade toitumiskäitumist, osakesed võivad ummistada seedekanalit, võivad piirata toidu allaneelamist või jõuda vereringesüsteemi (Cole et al., 2013). Mikroplastis sisalduvad mürgid võivad jõuda organismideni, kuna plasti tootmisel lisatud lisaained plasti omaduste parandamiseks võivad vananenud plastist välja imbuda ning mikroplastist osakestesse võivad akumulieruda hüdrofoobsed orgaanilised saasteained, mis võivad peale mikroplasti allaneelamist eralduda (Cole et al., 2013). Vesikirbulise *Daphnia magna* puhul selgus, et loomad, kellele tehti kättesaadavaks 100 nm suurused mikroplastist osakesed, nende toitumisintensiivsus oli madalam kui loomade, kellele ei olnud mikroplastist osakesed kättesaadavad (Rist, Baun & Hartmann, 2017). Kui mikroplastist ei olnud katses lisatud, siis neelas *D. magna* $2,05 \times 10^4$ vetikarakku ühes tunnis, kui tehti kättesaadavaks 100 nm polüstüreenist graanulid, siis neelas *D. magna* $1,63 \times 10^4$ vetikarakku. Samas $2 \mu\text{m}$ polüstüreenist graanulite kättesaadavaks tegemisel ei olnud võrreldes mikroplastivaba keskkonnaga toitumisintensiivsus niivõrd erinev, *D. magna* neelas $1,91 \times 10^4$ vetikarakku tunnis (Rist, Baun & Hartmann, 2017). Cole ja Galloway (2015) leidsid see-eest, et mikroplastist osakeste (10 μm) allaneelamine ei mõjutanud oluliselt austri *Crassostrea gigas* vastse toitumiskäitumist. Kuigi täheldati, et 1 μm suuruste osakeste kättesaadavaks tegemisel kahel erineval kontsentratsioonil (1000 mikroplast/ml ja 1 mikroplast/ml) neelas *C. gigas* vetikat oluliselt vähem kui mikroplasti kontsentratsioon oli kõrgem (Cole & Galloway, 2015). Tegemist on aga kontsentratsiooniga, mida ei pruugi realses elus veel leida. Austri vastsete puhul ei pruugi mikroplasti mõju olla toitumiskäitumisele suur, sest neil on lihtne seedetrakt, mille kaudu on mikroplastist osakeste väljutamine kergem ning vähem osakesi jääb seedetrakti kinni (Botterell et al., 2019).

Mikroplastist osakeste mõju isendite arengule tuli välja Lee et al. (2013) tööst, kes uurisid polüstüreenist osakeste mõju aerjalgsele *Tigriopus japonicus*. Isenditel, kellele pakuti $1,25 \mu\text{g/l}$ kontsentratsiooniga $0,05 \mu\text{m}$ polüstüreenist osakesi, kestis nauplius arenguetapp oluliselt kauem kui kontrollgruppides (Lee et al., 2013), seega saavad isendid mikroplastist osakeste allaneelamise tõttu hiljem täiskasvanuks. Rist, Baun & Hartmann (2017) ei leidnud oma katses, kus mikroplast oli liigile *D. magna* tehtud 21ks päevaks kättesaadavaks, et mikroplastist osakeste allaneelamine mõjutaks oluliselt, millal tulevad esimesed *D. magna* järglased, pesakonna suurust, järglaste arvu pesakonnas, kestumiste arvu, loomade suurust katse lõpus ja suremust (Rist, Baun & Hartmann, 2017). Rist, Baun

& Hartmann (2017) tööst selgus hoopis, et kui 100 nm suurused mikroplastist osakesed olid tehtud kättesaadavaks, siis *D. magna* järglaste arv oli seda suurem, mida suurem oli mikroplasti kontsentratsioon, kuigi tegemist oli väga nõrga seosega.

Kuigi Rist, Baun ja Hartmann (2017) ei leidnud mikroplasti olulist mõju järglaste arvule, siis Lee et al. (2013) tööst tuli välja ka, et 0,5 µm ja 6 µm diameetriga polüstüreenist osakeste kättesaadavus vähendas aerjalgse *T. japonicus* viljakust. Samas väiksemad (0,05 µm) polüstüreenist osakesed ei mõjutanud viljakust (Lee et al., 2013). Viljakust võib vähendada mikroplasti allaneelamise tõttu vähenenud toitumine või allaneelatud plasti tõttu raskendatud seedimine (Lee et al., 2013). Cole et al. (2015) leidsid, et kui aerjalgsetele tehti võimalikuks polüstüreenist mikroplasti söömine, siis aerjalgse munad olid oluliselt väiksemad ning haude edukus oli halvem. Cole et al. (2015) arvasid, et kuna muna suurus on proportsionaalne süsiniku biomassile, siis munad olid väiksemad, sest mikroplasti allaneelamise tõttu neelati süsinikku vähem, nii on ka haude edukus halvem, sest süsiniku biomass munas on väike. Samas tuleb kõikides laboratoorses katsetes arvesse võtta isendite stressi võimalus, ka Cole et al. (2015) töid välja, et haude edukuses tuleb arvesse võtta ka emapoolset stressi. Seevastu Rodríguez-Torres et al. (2020) tööst ei leitud aerjalgse *C. finmarchicus* puhul erinevust munade suuruses mikroplasti sisaldavate katsete ja mikroplastivabade kontrollkatsete vahel.

Aerjalgsetele, kellele oli kättesaadavaks tehtud 0,05 µm suurused mikroplastist osakesed kontsentratsiooniga > 12,5 µg/ml, põhjustas mikroplastist osakeste kättesaadavus suremust nii nauplius järgus isenditele kui ka täiskasvanud isenditele F_0 generatsioonis (Lee et al., 2013). Lisaks põhjustasid mikroplastist osakesed kontsentratsiooniga 1,25 µg/ml suremust aerjalgsete järgmises generatsioonis F_1 , aerjalagsed surid umbes nädala jooksul enne metamorfoosi, mille läbi oleksid nad saanud noorvormist nauplius täiskasvanud aerjalgseks (Lee et al., 2013). See-eest Vroom et al. (2017) ei täheldanud mikroplasti allaneelamisel olulist mõju suremusele. Aerjalagsele *C. finmarchicus* tehti kättesaadavaks 15 µm suurused polüstüreenist pärlid kontsentratsioonidega 50 osakest/ml ja 500 osakest/ml (Vroom et al., 2017). Katse lõpus leiti üksikud surnud omapärase välimusega aerjalgsed, kellel oli osa sisikonnast kehast välja tulnud, aga pole selge kas see oli tänu mikroplastist osakeste allaneelamisele või üldise organismi seisukorra halvenemise tõttu (Vroom et al., 2017).

8. Zooplanktoni plastivooria mõju veeökosüsteemile

Aerjalgsed seovad endaga orgaanilist materjali ning väljutavad selle tihedate väljaheite graanulite näol, mis vajuvad veepõhja (Cole et al., 2016). Cole et al. (2016) leidsid, et aerjalgsed võivad lisaks orgaanilisele materjalile transportida väljaheite graanulitega ka allaneelatud mikroplastist osakesi. Selgus, et kui aerjalgne *C. helgolandicus* oli alla neelanud mikroplasti, siis vähenes tema väljaheite tihedus ja arvutused näitasid, et keskmise ookeani sügavuse (3682 m) puhul oleks läinud 53 päeva kauem aega enne kui väljaheite graanulid jõuavad merepõhja kui oleks läinud siis kui aerjalgne poleks neelanud mikroplastist osakesi (Cole et al., 2016). Kui muidu koosnevad aerjalgse väljaheite graanulid tihedasti kokkupakitud orgaanilisest materjalist, siis mikroplasti sisalduse tõttu on neis vähem orgaanilist materjali ja graanulid võivad koost laguneda (Cole et al., 2016). Veekeskkonnas võivad lagunened väljaheite graanulid põhjustada neist toituvatel koprofaagidel füüsilisi kahjustusi ja vee hägusust (Cole et al., 2016). Wieczorek et al. (2019) tööst selgus, et kui kontrollgrupis oli väljaheite graanulite põhja vajumine 1,35 korda kiirem kui väljaheite graanulid sisaldasid polüetüleeni ning 1,47 korda kiirem kui sisaldasid polüstüreeni. Kui orgaanilist materjali sisaldavate osakeste põhja vajumine on raskendatud, siis süsihappegaasi merepõhja transportimise asemel toimub hoopis süsihappegaasi vabanemine (Wieczorek et al., 2019). Samas tuli Rodríguez-Torres et al. (2020) tööst välja, et mikroplasti sisaldus väljaheite graanulites ei mõjutanud oluliselt arktiliste aerjalgsete *C. finmarchicus*, *C. glacialis* ja *C. hyperboreu* väljaheite graanulite põhja vajumist.

Paljud zooplanktoni isendid toituvad fütoplanktonist ning läbi nende jõuab fütoplanktonist saadud energia toiduahelas kõrgemal asetsevate organismideni (Botterell et al., 2019), kui fütoplanktoni energia võib jõuda teiste organismideni, siis on tõenäoline, et ka zooplanktoni poolt allaneelatud mikroplastist osakesed võivad jõuda teiste organismideni. Troofilise transpordi käigus võib zooplanktoni kaudu jõuda mikroplast toiduahelas kõrgemal olevate organismideni ning bioakumulatsiooniga kahjustada kõrgema troofilise tasemega organisme (Cole et al., 2013). Mikroplastist osakeste jõudmist teiste organismideni läbi zooplanktoni on kirjeldanud mitmed tööd. Lisaks on võimalus, et zooplankton mitte ise ei neela otse mikroplasti alla vaid karnivoorne neelab madalamal troofilisel tasemel organisme, kes on juba mikroplasti alla neelanud (Sun et al., 2017). Setälä et al. (2014) kirjeldasid mikroplasti jõudmist läbi aerjalgsete krevetilisteni. Kui krevetilistele oli tehtud kättesaadavaks eelnevalt mikroplastiga

kokkupuutunud aerjalgsed, siis krevetilistes leidus mikroplastist osakesi (Setälä et al., 2014). Farrell & Nelson (2013) pakkusid toiduna krabilistele söödava rannakarbi (*Mytilus edulis*) kude, kellele oli eelnevalt söödetud kõrgel kontsentratsioonil 0,5 µm suuruseid polüstüreenist graanuleid. Tulemusena leiti, et rannakarbi kude söönud krabiliste hemolümf 0,04% mikroplastist graanuleid. Mikroplastist osakesi leiti ka teistest organitest, näiteks pankreasest (Farrell & Nelson, 2013). Kui mikroplast satub organitesse võib see seal põhjustada ohtlike ummistusi. Näiteks on kogu merekilpkonnade generatsioon ohustatud plasti allaneelamisest, mis võib põhjustada neile gastrointestinaaltraktis plasti akumulatsiooni või ummistusi (Eastman et al., 2020). Zooplanktoni poolt mikroplastist osakeste allaneelamine tõttu võib mikroplast läbi zooplanktoni söömise jõuda näiteks juveniilsete kilpkonnadeni (Eastman et al., 2020).

Lähtudes töös käsitletud uurimustest, siis mikroplasti neelatakse mõnede liikide poolt rohkem, mõnede vähem. Erinevus, miks mikroplasti neelatakse mõnede liikide poolt rohkem, teiste poolt vähem, võib tulla nende füüsilisest võimekusest. Sellest võib eeldada, et ka mikroplasti mõju on selektiivne, mõjudes teatud liikidele või funktsionaalsetele toitumisrühmadele erinevalt, mistõttu võib potentsiaalselt toimuda muutusi koosluste struktuuris.

Arutelu

Mikroplast on sünteetiline orgaaniline polümeer (Derraik, 2002). Käsitletud tööde põhjal saab mikroplasti saab jagada primaarseks ja sekundaarseks mikroplastiks, mille aluseks on viis, kuidas ja kust mikroplastist osakesed veekeskkonda satuvad. Primaarne mikroplast satub veekeskkonda olles koheselt mikroplasti mõõtmetes, sekundaarne mikroplast satub veekeskkonda suuremate tükkidena ning siis laguneb väiksemateks osakesteks. Primaarne mikroplast satub veekeskkonda kuna mikroplastist mõõtmetes graanuleid kasutatakse toormaterjalina tööstustes, kust see võib jõuda veekeskkonda. Plastist osakesed on kasutusel ka survepesu tehnoloogias värvi eemaldamiseks ja puhastamiseks, mis kasutuse lõppedes visatakse ära ja võivad reovee kaudu jõuda merekeskkonda. Läbi reovee võib jõuda ka inimeste poolt igapäevaselt kasutatavates puhastustarvetest pärinevad mikroplastist osakesed veekeskkonda. Sekundaarne mikroplast tekib suuremate plastist jäätmete lagunemisel. Veekeskkonda võivad sattuda kilekotid, joogipudelid, hambaharjad, mänguasjad, pakendid, kalastustarbed, mis lagunevad väiksemateks osakesteks. Läbi reovee võivad jõuda ka riiete masinpesul nende küljest lagunenuid plastkiud veekeskkonda.

Mikroplasti suurusjärku on käsitletud erinevates töödes mõnevõrra erinevalt. Mikroplasti diameeter võib olla < 5 mm (Moore, 2008; Barnes, Galgani, Thompson & Barlaz, 2009; Cole et al., 2013), < 2 mm (Ryan et al., 2009) ja < 1 mm (Claessens et al., 2011), seega mikroplastiks saab pidada osakesi, mis on vähemalt < 5 mm, sellises suurusjärgus plastist osakeste allaneelamist on täheldatud zooplanktonil. Töös käsitletud uurimuste põhjal, mis kogusid zooplanktoni proove ja uurisid mikroplasti sisaldust nendes proovides, sobiks kõige paremini suurusjärg < 5 mm, kuna suurim osake, mida zooplankton oli alla neelanud oli Sun et al. (2017) kogutud proovis 2399 μm suurune osake, samas keskmine osakeste suurus oli 505 μm , mille puhul oleks täpsem suurusjärg < 1 mm. La Manche'i väinast leiti, et kalavastsed olid allaneelanud kiude, mille pikkus ulatus kuni 1100 μm , samas kui plastist tükkide diameeter ulatus vaid 100 μm pikkuseni (Steer et al., 2017). Ka Md Amin et al. (2020) kogutud proovidest selgus, et zooplanktoni pool allaneelatud mikroplastist kiud olid pikemad kui mikroplastist tükid. Erinevus võib tulla sellest kuna pikad kiud võivad murduda või voltuda väiksemaks ja on seega parema kättesaadavusega kui oleksid sama diameetriga mikroplastist tükid.

Mikroplasti reostus merepinnal on oluline, kuna zooplanktoni puhul on tegemist peamiselt pelagiaalis elavate organismidega. Pereira et al. (2020) tööst selgus, et

mikroplasti reostus merepinnal oli suurem, kuna rohkem leidus mikroplastist jäätmeid pelagiaalis elavates kalades kui bentilistes. Samas on plasti reostust lihtsam uurida merepinnalt kui sügavamatest kihtidest ning mikroplasti reostusest merepõhjast ei pruugi veel olla piisavalt teadmisi. Kuigi on teada, et mikroplastist osakeste allaneelamist on tuvastatud ka põhjalähedase eluviisiga kalade poolt (Zhu et al., 2019) ning lisaks on leitud mikroplastist osakeste reostust ka Vaikse ookeani süvamere setetest (Zhang et al., 2020). Töös käsitletud uurimuste põhjal on mikroplasti reostust tuvastatud ka magevees, mikroplasti reostus magevees on samuti oluline teadmine, kuna zooplankton elab ka magevees ning täidab seal olulist rolli primaarse tarbijana, samuti sõltub temast veekogu läbipaistvus fütoplanktoni tarbijana. Kuna mikroplastist osakeste reostus on jõudnud magevette, siis võib zooplankton seda alla neelata. Lisaks võivad mikroplastist osakesed jõuda jõgede kaudu avamerre.

Mikroplastist osakeste allaneelamist on kirjeldatud Portugali ranniku vetes (Frias, Otero & Sobral, 2014), La Manche'i väinas (Steer et al., 2017), Lõuna-Hiina merest (Sun et al., 2017), Vaikses ookeanis (Desforges, Galbraith & Ross, 2015). Mikroplastist osakeste allaneelamise uurimiseks kogutakse planktonivõrguga zooplanktoni proovid ning uuritakse isendeid mikroskoobi abil, et tuvastada, kas ja milliseid osakesi on isend alla neelanud. Laboris mikroplasti uurimiseks zooplanktoni toiduahelas tehakse isenditele kindla kontsentratsiooni ja suurusega osakesed kättesaadavaks ning jälgitakse siis muutusi. Laborikatsete puhul on oluline, et kui mikroplast tehakse zooplanktonile kättesaadavaks, siis seda kontsentratsioonil, mida on leitud tema loomulikust keskkonnast. Näiteks Läänemerest kogutud mikroplasti proovide puhul oli kahel erineval viisil võetud proovide mikroplasti reostuse mediaan $0,04$ osakest/ m^3 ja $3,74$ osakest/ m^3 (Schönlau et al., 2020). Ent Rodríguez-Torres et al. (2020) uurisid laboritingimustes mikroplasti allaneelamist ja allaneelamise mõju arktilistele aerjalgsetele kontsentratsioonidega 200 mikroplastist osakest/l ja 20 000 mikroplastist osakest/l ehk tegemist on väga palju kõrgema kontsentratsiooniga kui Läänemeres analüüsitud mikroplasti reostuse kontsentratsiooni mediaan. Laboris katsetatud kõrge kontsentratsiooni puhul võib ilmnedu tugevam mõju kui see reaalses keskkonnas võimalik on. Samas on mikroplasti reostuse puhul tegemist suureneva probleemiga ja reostuse kontsentratsioonid võivad kasvada ning kõrgete kontsentratsioonidega laborikatsetega saab uurida, mis mõju võib olla mikroplasti reostusel tulevikus kui osakeste reostuse kasv jätkub. Selleks, et uurida, mis mõju võiks olla praegu mikroplastil

zooplanktonile, on vaja laborikatsete puhul analüüsida zooplanktoni mikroplasti kontsentratsioon tema loomulikus keskkonnas ning sooritada laborikatsed samadel kontsentratsioonidel.

Töös käsitletud uurimuste põhjal sõltub mikroplasti allaneelamine zooplanktonil osakese suurusest, osakese suuruse selektiivsus zooplanktoni puhul oleneb isendi arenguetapist, liigist, zooplanktoni füüsilistest omadustest. Mikroplasti allaneelamine krabide puhul sõltub organismi arenguetapist, mida vähem arenenud oli organism seda vähem neelas ta 20 µm suurused mikroplastist graanuleid (Cole et al., 2013). Ka Vroom et al. (2017) tööst selgus, et täiskasvanud emased *C. finmarchicus* isendid neelasid rohkem mikroplastist osakesi kui juveniilsed. Rohkem arenenud organismide puhul on tegemist suuremate organismidega, mistõttu võisid nad olla füüsiliselt võimekamad mikroplastist graanuleid neelama. Füüsilise võimekuse olulisust plastist osakese valikul tõendab ka Desforges, Galbraith ja Ross (2015) töö, kust selgus, et suurema suuavaga ja harjastega krill neelas mõnevõrra suuremaid plastist osakesi kui väiksema suuavaga aerjalgne. Käsitletud tööde põhjal selgus, et aerjalgsed eelistavad neelata väiksemaid osakesi kui suuremaid. Samas selgus Rist, Baun ja Hartmann (2017) tööst, et kuigi vesikirbulise *D. magna* puhul, oli 100 nm suuruseid osakesi küll rohkem kehas, siis massilt jäi nende osakaal alla suurematele (2 µm) plastist osakestele (Rist, Baun & Hartmann, 2017). Samas 100 nm (0,1 µm) puhul on tegemist ka väga väikese osakesega, näiteks Sun et al. (2017) järelikut suuremate osakeste allaneelamine on olulisema mõjuga kui väiksemate.

Zooplanktoni plastivooria sõltub osakeste kättesaadavusest, mõned osakesed on paremini kättesaadavad kui teised. Järgnevalt on välja toodud tingimused, millest olenevad mikroplastist osakeste kättesaadavus zooplanktonile.

- 1) Rist, Baun ja Hartmann (2017) tööst selgus, et mida kauem oli mikroplast kättesaadav vesikirbulisele *D. magna* seda suurem oli kehas leiduv plasti mass isendi kohta. Kuigi mingi hetk tekkis nii-öelda küllastus ehk plasti mass isendi kohta enam ei suurenenud (Rist, Baun & Hartmann, 2017), mis võib tingitud olla tekkinud täiskõhutundest ning ei tekkinud enam vajadust rohkem osakesi alla neelata.
- 2) Vroom et al. (2017) töid välja, et mikroplast, mis oli merelise keskkonnaga kokku puutunud osutus rohkem allaneelatuks kui nii-öelda rikkumatu mikroplast, mis ei ole varem merelise keskkonnaga kokku puutunud (Vroom et al., 2017).

Vananenud mikroplast võib olla lagunenu väiksemaks ja olla kättesaadavam zooplanktonile kui seda on rikkumatu plastist osake, aga vananenud mikroplasti puhul võib olla tegemist toksilisema mikroplastiga, kuna Cole et al. (2013) töid välja, et mikroplastist osakestele võivad akumulieruda hüdrofoobsed orgaanilised ained.

- 3) Varasemate uurimuste põhjal selgub, ka et mikroplastist osakeste kättesaadavus sõltub mikroplasti osakeste kujust. Palju on leitud mikrokiudude allaneelamist zooplanktonil, nt Steer et al. (2017) ja Sun et al. (2017) uurimustes oli kõige rohkem osakeste näol zooplanktoni poolt neelatud kiudusid. Kiud võivad olla parema kättesaadavusega kui mikroplastist tükikesed, kuna saavad keerduda või voltuda väiksemaks. Samas võib mikroplastist osakesi keskkonnas leiduda lihtsalt rohkem ning seetõttu on ka rohkem kirjeldatud nende allaneelamist.
- 4) Käsitatud uurimuste põhjal on mikroplasti reostuses on üks domineeriv osakeste värv sinine. Kuna siniseid osakesi võib seega leiduda veekeskkonnas rohkem kui mingit teist värvi, siis võivad need osutuda zooplanktoni poolt rohkem allaneelatuks kui näiteks punast värvi osakesed. Sinist värvi osakeste esinemist on kirjeldatud Lips et al. (2020) poolt mitmes Eesti veekogus.
- 5) Rodríguez-Torres et al. (2020) ja Cheng et al. (2020) leidsid, et mikroplastist osakesi neelati rohkem kui toidu kontsentratsioon on madalam. Rodríguez-Torres et al. (2020) tegid mikroplasti kättesaadavaks kahel erineval kontsentratsioonil (0,2 ja 20 mikroplasti/ml) ning toit oli kättesaadaval kontsentratsiooniga 5000 rakku/ml. Toidu puhul on tegemist palju kõrgema kontsentratsiooniga kui seda oli kättesaadavaks tehtud mikroplasti kontsentratsioon. Seega mikroplast moodustas väga väikese osa kõikidest saadaval olevatest objektidest ja oli siis raskesti kättesaadavam kui toit. Saab järeldada, et mida vähem leidub keskkonnas toitu, seda rohkem neelab zooplankton mikroplasti.

Käsitatud uurimuste põhjal mõjutab mikroplastist osakeste allaneelamine zooplanktoni toitumiskäitumist, arengut, viljakust, suremust.

- 1) Mikroplasti mõju toitumiskäitumisele tuli välja Rist, Baun ja Hartmann (2017) tööst, kust selgus, et *D. magna* neelas toiduna kättesaadaval olevaid vetikarakke vähem siis, kui oli lisaks toidule kättesaadavaks tehtud ka 100 nm suurused mikroplastist osakesed ja rohkem söödi vetikarakke plastivabas keskkonnas. Mikroplastist osakesed võivad tekitada zooplanktonile täiskõhutunde, mistõttu

süüakse päris toitu vähem. Seevastu Cole ja Galloway (2015) ei leidnud, et mikroplastist osakestel oleks oluline mõju austri vastse *C. gigas* toitumiskäitumisele. Botterell et al. (2009) leidsid, et mikroplasti väiksem mõju austrile võib tulla tema lihtsast seedetrakti ehitusest, mistõttu mikroplastist osakesi on kergem väljutada.

- 2) Lee et al. (2013) tööst selgus, et aerjalgse *T. japonicus* naupliuse arenguetapp kestis kauem, kui ta oli mikroplastist osakesi alla neelanud, seega sai ta hiljem täiskasvanud isendiks kui ta oleks saanud plastivabas keskkonnas.
- 3) Samuti leidsid Lee et al. (2013), et mikroplastist osakeste allaneelamine vähendas *T. japonicus* viljakust, mis võis tulla mikroplasti allaneelamise tõttu vähenenud toitumisest või raskendatud seedimisest (Lee et al., 2013). Cole et al. (2015) arvasid, et kuna mikroplasti allaneelamise tõttu neelavad aerjalgsed vähem süsinikku, siis seetõttu olid aerjalgsete munad väiksemad, sest munade suurus on proportsionaalne süsiniku biomassile. Rist, Baun ja Hartmann (2017) leidsid jällegi mikroplasti positiivse mõju *D. magna* järglaste arvule. Kuigi efekt oli väike, siis 100 nm suuruste osakeste manustamisel oli järglasi seda rohkem, mida kõrgem oli mikroplasti kontsentratsioon. Antud töös käsitletud uurimuste põhjal saab järeldada, et mikroplastil on zooplanktoni viljakusele pigem negatiivne mõju kui positiivne. Lisaks sõltub haude edukus emapoolsest stressist (Cole et al., 2015).
- 4) Lee et al. (2013) leidsid, et mikroplasti söönud aerjalgsete suremus oli nii noorvormidel kui ka täiskasvanud isenditel suurem. Leiti ka mikroplasti allaneelamise mõju suremusele järgmises generatsioonis. Seega võib mikroplastist osakeste allaneelamisel olla negatiivne mõju populatsiooni suurusele. Samas Vroom et al. (2017) ei leidnud mikroplasti mõju aerjalgse suremusele.

Mikroplasti allaneelanud zooplankton mõjutab veekogude läbipaistvust, bioloogilise pumba tööd, orgaanilise aine transporti veekeskkonnas, kõrgemalt troofilisel tasemel olevaid organisme

- 1) Hanson et al. (2012) tõid välja, et kui kalade arvukus vähendab zooplanktoni arvukust ning sellega ka herbivooriat, siis sellega kasvab vetikate õitseng. Seega kui mikroplastil on potentsiaalne negatiivne mõju zooplanktoni arvukusele, siis mõjutab mikroplasti allaneelamine järvede läbipaistvust. Arvukuse vähenemine

võib mõjutada ka nii-öelda bioloogilise pumba tööd, millega zooplankton transportib orgaanilist ainet merepõhja ning seob endaga süsihappegaasi, mis viiakse merepõhja vähendades sellega atmosfääri süsihappegaasi sisaldust. Kui arvukus on väiksem on vähem isendeid selle ülesande täitmiseks.

- 2) Orgaanilise aine transport veepõhja toimub zooplanktoni väljaheite graanulitega. Kui väljaheite graanulid sisaldavad mikroplastist osakesi on nendes vähem orgaanilist materjali ning graanulid võivad koost laguneda, sest ei ole enam nii tihedad (Cole et al., 2016). Kui ekskrementide põhja vajumine on takistatud, võib toimuda hoopis süsihappegaasi vabanemine (Wiecsorek et al., 2019).
- 3) Kuna zooplankton on veekeskkonnas primaarne tarbija, siis on ta oluline energia ülekandja kõrgemal troofilisel tasemel asetsevatele organismidele. Mikroplastist osakeste ülekannet zooplanktonilt teiste organismideni on kirjeldatud näiteks krevetiliste puhul, kus tehti krevetilistele söödeti aerjalgseid, kelles leidis mikroplastist osakesi (Setälä et al., 2014). Kui zooplankton on neelanud mikroplastist osakesi, siis võib tegemist olla toitainevaese zooplanktoniga, mis omakorda tekitab isenditele, kes sellist zooplanktonit alla neelab, täiskõhu tunde ning võib mõjutada nende toitumiskäitumist. Bioakumulatsiooni käigus võivad mikroplasti toksilised ained jõuda kõrgemal troofilisel tasemel olevate organismideni.

Selge on, et antud töös käsitletud uurimuste põhjal zooplanktoni mikroplasti allaneelamine on talle kahjuliku mõjuga, mõjutades negatiivselt tema toitumiskäitumist, viljakust, suremust, arengut. Lisaks selgus, et mikroplasti allaneelamine võib takistada orgaanilise aine transporti ning süsihappegaasi transporti merepõhja. Samuti on potentsiaalne mõju arvukuse vähenemisele mõjutades seeläbi ka veekogude läbipaistvust. Hüpoteesiliselt võib mikroplasti allaneelamise tõttu toimuda ka muutusi zooplanktoni koosluste struktuuris, kuna mikroplasti mõju on zooplanktoni füüsiliste omaduste tõttu eri gruppides erinev.

Kokkuvõte

Mikroplastist osakesed on < 5 mm sünteetilisest orgaanilisest materjalist polümeerid. Mikroplastist osakesed satuvad veekeskkonda olles kohe < 5 mm, mida nimetatakse primaarseks mikroplastiks või lagunevad suurematest plastijäätmetest väiksemateks, mida nimetatakse sekundaarseks mikroplastiks. Primaarse mikroplasti allikateks on igapäevaselt kasutatavad puhastustarbed, tööstused, survepesutehnoloogia. Sekundaarne mikroplast pärineb tarbeesemete, pakendite, mänguasjade, kalastustarvete, riiete jms lagunemisest. Mikroplastist osakesi on leitud eri piirkondadest maailmas, reostus on tugevam tihedama inimasustusega aladel. Rohkem on leitud mikroplasti reostust merepinnal, aga ka merepõhja setetest.

Mikroplasti reostus merevee pinnakihtidel võib ohustada pelagiaalis elavat zooplanktonit, kes võib neelata osakesi. Töös käsitletud uurimuste põhjal eelistab zooplankton neelata väiksemaid osakesi. Lisaks eelistatakse neelata vananenud mikroplasti rikkumatu mikroplasti vastu ning mida kauem on mikroplast kättesaadav seda rohkem mikroplasti alla neelatakse. Samuti sõltub mikroplasti allaneelamine toidu olemasolust.

Kõik mikroplasti allaneelamise mõjud zooplanktonile ei ole veel selged. Erinevate zooplanktoni liikide puhul on täheldatud vähenenud viljakust, väiksemaid munasid, suuremat suremust, muutunud toitumiskäitumist. Rohkem on teostatud uurimusi planktiliste aerjalgsetega. Arktikas on aerjalgsete liigid domineerivad (Rodríguez-Torres et al., 2020), järelkult teadmised aerjalgsete elukäigu kohta võiksid rohkem huvi pakkuda, kuna nende suurema arvukuse tõttu võivad omada suuremat mõju veeökosüsteemile.

Mikroplastist osakesed võivad mõjutada zooplanktonit negatiivselt. Käsitletud tööde põhjal selgus mikroplasti negatiivne mõju zooplanktoni arvukusele, mistõttu võib väheneda veekogu läbipaistvus. Kuna zooplankton on veekeskkonnas primaarne tarbija, siis võib ta omakorda mõjutada negatiivselt kõrgemal troofilisel tasemel asuvaid organisme. Zooplanktoni poolt graanulite põhja vajumine võib olla raskendatud mikroplasti sisalduse tõttu, mis takistab süsihappegaasi jõudmist veepõhja. Kuna bioloogiline pump eraldab atmosfäärist süsihappegaasi, siis võib mikroplasti allaneelamine zooplanktonil põhjustada kõrgemat CO₂ sisaldust atmosfääris.

Summary

Microplastic in the zooplankton food web

Microplastics are < 5 mm synthetic organic polymers. Microplastics enter the aquatic environment as primary microplastics which are already < 5 mm or as secondary microplastics which degrade from larger plastic waste. Primary microplastics sources are daily used cleaning supplies, industries, and air-blasting technology. Secondary microplastics degrade from consumer goods, packaging, bottles, toys, fishing gear, clothing, etc. Microplastic pollution is higher in densely populated areas. Microplastics pollution is more found at sea surface but is also found in deep-sea sediments.

Microplastic pollution at sea surface can endanger pelagic zooplankton that might ingest microplastics. Based on the research articles discussed in this thesis, it appears that zooplankton prefers to ingest smaller microplastic particles over larger particles. In addition, it appeared that aged microplastics are more ingested than pristine microplastics and the longer the exposure time of microplastic was the more microplastic particles were ingested.

All the effects of microplastic ingestion by zooplankton are not yet clear. It has been observed that microplastics affect negatively different zooplankton species fertility, egg size, mortality, and change in their feeding behavior. There have been more studies about zooplankton group copepods. In the Arctic, copepods are the dominant group of zooplankton (Rodríguez-Torres et al., 2020), thus knowledge about copepods could be more interesting since they are the dominant group of zooplankton and could have more effect on aquatic ecosystems.

Microplastic particles could affect zooplankton negatively. Studies discussed in the paper show that microplastics might have a negative effect on zooplankton abundance, which can reduce water clarity. Zooplankton is the primary consumer in aquatic environments and can negatively affect organisms in higher trophic levels. In addition, zooplankton fecal pellets sinking rates could be negatively affected by ingested microplastics which prevents transport into the deep ocean. The biological pump separates from the atmosphere, so microplastic ingestion could cause higher atmospheric carbon dioxide levels.

Tänuavaldus

Täna oma juhendajat Taavi Virrot bakalaureusetöö suunamise ja juhendamise eest.

Samuti täna lähedasi, kes olid töö koostamisel abiks.

Kasutatud kirjandus

Töös on kasutatud Journal of Zoology viitamisviisi.

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* **62**, 1596–1605

Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **364**, 1985–1998

Bergmann, M., Lutz, B., Tekman, M. B., Gutow, L. (2017). Citizen scientists reveal: Marine litter pollutes Arctic beaches and affects wild life. *Marine Pollution Bulletin* **125**, 535–540

Botterell, Z. L.R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution* **245**, 98–110

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R. (2011). Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology* **45**, 9175–9179

Cheng, Y., Wang, J., Yi, X., Li, L., Liu, X., Ru, S. (2020). Low microalgae availability increases the ingestion rates and potential effects of microplastics on marine copepod *Pseudodiaptomus annandalei*. *Marine Pollution Bulletin* **152**, 110919

Claessens, M., Meester, S. D., Van Landuyt, L., De Clerck, K., Janssen, C. R. (2011). Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin* **62**, 2199–2204

Cole, M., Galloway, T. S. (2015). Ingestion of Nanoplastics and Microplastics by Pacific Oyster Larvae. *Environmental Science & Technology* **49**, 14625–14632

Cole, M., Lindeque, P. K., Fileman, E., Clark, J., Lewis, C., Halsband, C., Galloway, T. S. (2016). Microplastics Alter the Properties and Sinking Rates of Zooplankton Faecal Pellets. *Environmental Science & Technology* **50**, 3239–3246

- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Galloway, T. S. (2015). The Impact of Polystyrene Microplastics on Feeding, Function and Fecundity in the Marine Copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental Science & Technology* **49**, 1130–1137
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T. S. (2013). Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology* **47**, 6646–6655
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin* **62**, 2588–2597
- de Figueiredo, G. G. A. A., Schwamborn, R., Bertrand, A., Munaron, J-M., Le Loc'h, F. (2020). Body size and stable isotope composition of zooplankton in the western tropical Atlantic. *Journal of Marine Systems*, **212**, 103449
- Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* **44**, 842–852
- Desforges, J.-P. W., Galbraith, M., Ross, P. S. (2015). Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **69**, 320–330
- Eastman, C. B., Farrell, J. A., Whitmore, L., Rollinson Ramia, D. R., Thomas, R. S., Prine, J., Eastman, S. F., Osborne, T. Z., Martindale, M. Q., Duffy, D. J. (2020). Plastic Ingestion in Post-hatchling Sea Turtles: Assessing a Major Threat in Florida Near Shore Waters. *Frontiers in Marine Science*, **7**, 693
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research* **75**, 63–82
- Erni-Cassola, G., Zadjelovic, V., I. Gibson, M., Christie-Oleza, J. A. (2019). Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A metaanalysis. *Journal of Hazardous Materials* **369**, 691–698
- Everaert, G., Van Cauwenberghe, L., De Rijcke, M., Koelmans, A. A., Mees, J., Vandegheuchte, M., Janssen, C. R. (2018). Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution* **242**, 1930–1938

- Farrell, P., Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution* **177**, 1–3
- Fendall, L. S., Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, **58**, 1225–1228
- Forró, L., Korovchinsky, N. M., Kotov, A. A., Petrusek, A. (2008). Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia* **595**, 177–184
- Frias, J.P.G.L., Otero, V., Sobral, P. (2014). Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. *Marine Environmental Research* **95**, 89–95
- Haberman, J., Virro, T., Krikmann, K. (2008). *Zooplankton*. Peipsi: 271-290. Haberman, J., Timm, T. & Raukas, A. (Eds.). Eesti Loodusfoto.
- Hanson, M. A., Herwig, B. R., Zimmer, K. D., Fieberg, J., Vaughn, S. R., Wright, R. G., Younk, J. A. (2012). Comparing Effects of Lake- and Watershed-Scale Influences on Communities of Aquatic Invertebrates in Shallow Lakes. *PLoS One* **7**, e44644
- Hopewell, J., Dvorak, R., Kosior, E. (2009). Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **364**, 2115–2126
- Kjørboe, T. (2011). How zooplankton feed: mechanisms, traits and trade-offs. *Biological Reviews* **86**, 311–339
- Lee, K.-W., Shim, W. J., Kwon, O. Y., Kang, J.-H. (2013). Size-Dependent Effects of Micro Polystyrene Particles in the Marine Copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental Science & Technology* **47**, 11278-11283
- Lips, I., Turov, P., Lind, K., Buhhalko, N., Thennakoon, H. (2020). Mikroplasti allikad ja levikuteed Eesti rannikumerre, potentsiaalne mõju pelaagilistele ja bentilistele organismidele. Lõpparuanne. Tallinna Tehnikaülikool.
- Ma, C., Mwagona, P. C., Yu, H., Sun, X., Liang, L., Mahboob, S. (2019). Seasonal dynamics of zooplankton functional group and its relationship with physico-chemical variables in high turbid nutrient-rich Small Xingkai Wetland Lake, Northeast China. *Journal of Freshwater Ecology* **34**, 65-79

- Mallory, M. L., Baak, J., Gjerdrum, C., Mallory, O. E., Manley, B., Swan, C., Provencher, J. F. (2021). Anthropogenic litter in marine waters and coastlines of Arctic Canada and West Greenland. *Science of the Total Environment* **783**, 146971
- Md Amin, R., Sohaimi, E. S., Anuar, S. T., Bachok, Z. (2020). Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin* **150**, 110616
- Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research* **108**, 131–139
- Onandia, G., Dias, J. D., Miracle, M. R. (2015). Zooplankton grazing on natural algae and bacteria under hypertrophic conditions. *Limnetica*, **34**, 541–560
- Pan, Z., Liu, Q., Sun, Y., Sun, X., Lin, H. (2019). Environmental implications of microplastic pollution in the Northwestern Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin* **146**, 215–224
- Pereira, J. M., Rodríguez, Y., Blasco-Monleon, S., Porter, A., Lewis, C., Pham, C. K. (2020). Microplastic in the stomachs of open-ocean and deep-sea fishes of the North-East Atlantic. *Environmental Pollution* **265**, 115060
- Plastics Europe. (2020). *Plastics – the Facts 2020: An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Plastic Europe, Belgium.
- Rist, S., Baun, A., Hartmann, N. B. (2017). Ingestion of micro- and nanoplastics in *Daphnia magna* - Quantification of body burdens and assessment of feeding rates and reproduction. *Environmental Pollution* **228**, 398–407
- Rodríguez-Torres, R., Almeda, R., Kristiansen, M., Rist, S., Winding, M. S., Nielsen, T. G. (2020). Ingestion and impact of microplastics on arctic *Calanus* copepods. *Aquatic Toxicology* **228**, 105631
- Russell, M., Webster, L. (2021). Microplastics in sea surface waters around Scotland. *Marine Pollution Bulletin* **166**, 112210, doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112210
- Ryan, P. G., Moore, C. J., van Franeker, J. A., Moloney, C. L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **364**, 1999–2012

- Schönlau, C., Karlsson, T. M., Rotander, A., Nilsson, H., Engwall, M., van Bavel, B., Kärman, A. (2020). Microplastics in sea-surface waters surrounding Sweden sampled by manta trawl and in-situ pump. *Marine Pollution Bulletin* **153**, 111019
- Steer, M., Cole, M., Thompson, R. C., Lindeque, P. K. (2017). Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. *Environmental Pollution* **226**, 250–259
- Sun, S., Huo, Y., Yang, B. (2010). Zooplankton functional groups on the continental shelf of the yellow sea. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, **57**, 1006–1016
- Sun, X., Li, Q., Zhu, M., Liang, J., Zheng, S., Zhao, Y. (2017). Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin* **115**, 217-224
- Zhang, D., Liu, X., Huang, W., Li, J., Wang, C., Zhang, D., Zhang, C. (2020). Microplastic pollution in deep-sea sediments and organisms of the Western Pacific Ocean. *Environmental Pollution*, **259**, 113948
- Zhu, L., Wang, H., Chen, B., Sun, X., Qu, K., Xia, B. (2019). Microplastic ingestion in deep-sea fish from the South China Sea. *Science of The Total Environment* **677**, 493–501
- Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J., vom Saal, F. S. (2009). Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **364**, 1973–1976
- Tunnell, J. W., Dunning, K. H., Scheef, L. P., Swanson, K. M. (2020). Measuring plastic pellet (nurdle) abundance on shorelines throughout the Gulf of Mexico using citizen scientists: Establishing a platform for policyrelevant research. *Marine Pollution Bulletin* **151**, 110794
- Turner, J. T. (2015). Zooplankton fecal pellets, marine snow, phytodetritus and the ocean's biological pump. *Progress in Oceanography* **130**, 205–248
- UNEP. (2005). *Marine litter, an analytical overview*. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- Van Colen, C., Vanhove, B., Diem, A., Moens, T. (2020). Does microplastic ingestion by zooplankton affect predator-prey interactions? An experimental study on larviphagy. *Environmental Pollution* **256**, 113479

Vroom, R. J.E., Koelmans, A. A., Besseling, E., Halsband, C. (2017). Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton. *Environmental Pollution* **231**, 987–996

Wetzel, R. G. (2001). Chapter 16. Planktonic Communities: Zooplankton and Their Interactions With Fish. In *Limnology: Lake and River Ecosystems. 3rd Edition*: 395–488. Academic Press, San Diego, San Francisco, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo.

Wieczorek, A. M., Croot, P. L., Lombard, F., Sheahan, J. N., Doyle, T. K. (2019). Microplastic Ingestion by Gelatinous Zooplankton May Lower Efficiency of the Biological Pump. *Environmental Science & Technology* **53**, 5387–5395

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Elisabeth Suits,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Mikroplast zooplanktoni toiduahelas“, mille juhendaja on Taavi Virro, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Elisabeth Suits
27.05.2021.